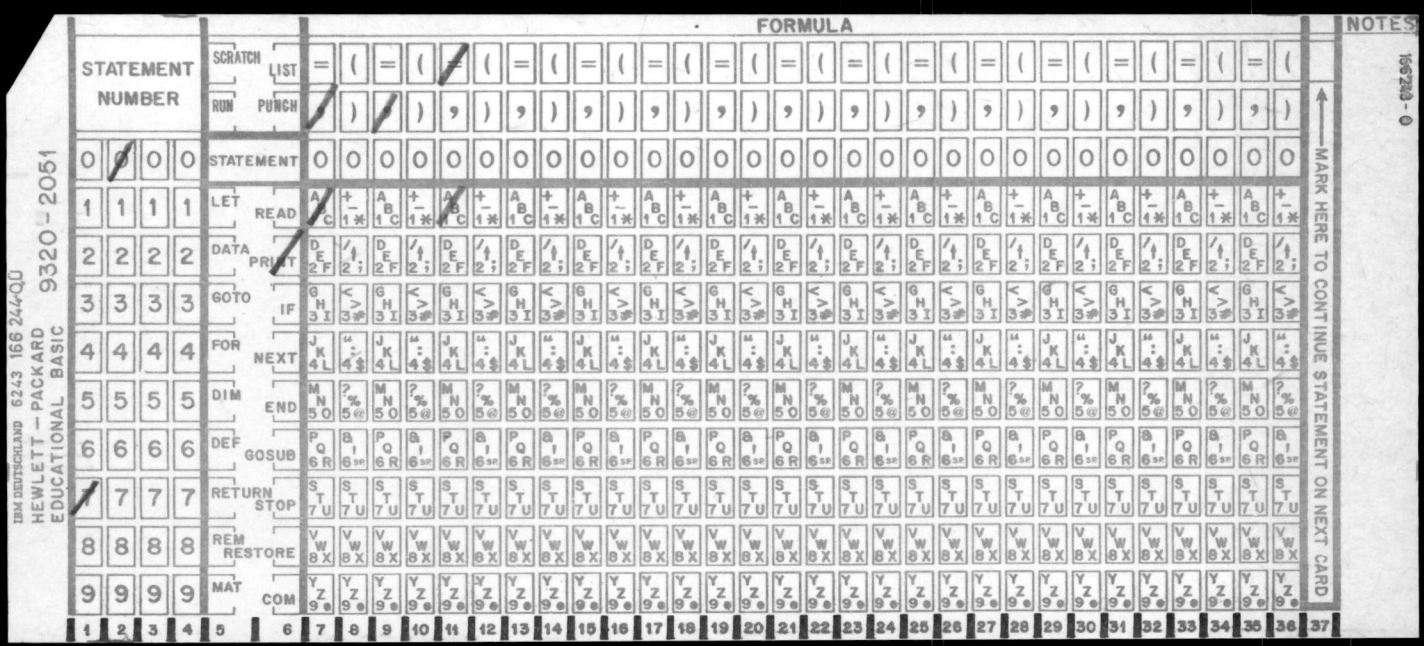

STATEMENT NUMBER
SCRATCH
LIST
RUN
PUNCH
FORMULA
NOTES
STATEMENT
LET
READ
DATA
PRINT
GOTO
IF
FOR
NEXT
DIM
END
DEF
GOSUB
RETURN
STOP
REM
RESTORE
MAT
COM
MARK HERE TO CONTINUE STATEMENT ON NEXT CARD
IBM DEUTSCHLAND 6243 166 244-QU
HEWLETT – PACKARD
EDUCATIONAL BASIC
9320 – 2051
166243-0

219-249

INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE
CHAIRE DE PHYSICO-CHIMIE ET SCIENCE DU SOL
CENTRE DE GRIGNON

ANNALES AGRONOMIQUES

VOLUME 17
1966

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE
149, rue de Grenelle PARIS-7e

ANNALES
AGRONOMIQUES

VOLUME 17 1966 NUMÉRO 1

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE
149, rue de Grenelle - PARIS-7e

Ann. agron., 1966, **17** (1), 5-19.

PREMIERS RÉSULTATS D'UN ESSAI D'ENTRETIEN DU SOL EN ARBORICULTURE FRUITIÈRE

II. — Action sur la nutrition des arbres

S. TROCMÉ

Station centrale d'Agronomie,
Centre national de Recherches agronomiques,
78 — Versailles

SOMMAIRE

Étude et discussion de l'influence de divers modes d'entretien du sol (sol nu travaillé, désherbage total, engrais vert d'hiver, engazonnement permanent, recevant chacun 2 niveaux de fumure azotée) sur la composition minérale de feuilles de pommiers, dans un verger de la région parisienne.

INTRODUCTION

Comme cela a été indiqué précédemment (1), il a paru nécessaire, pour une interprétation valable des résultats enregistrés sur les arbres et sur leur production, de chercher à préciser au moyen de certaines mesures (analyses de feuilles) l'action des divers modes d'entretien sur la nutrition (2).

De nombreux travaux, dont certains remontent à plus de 40 ans (Lyon, Heinicke et *al.*, 1923), ont d'ailleurs déjà été effectués sur ces questions, et permettent d'étayer certaines conclusions. Cependant, s'il existe une documentation assez copieuse sur les influences possibles de l'engazonnement, comparées à celles du travail du sol, éventuellement avec engrais vert temporaire, on ne dispose encore que de peu de données, semble-t-il, sur l'action de désherbants ; les résultats obtenus ici dans une situation donnée, avec un désherbant donné et après seulement 2 années ne doivent donc pas être trop rapidement généralisés.

(1) R. Gras., 1965. *Ann. Agro.*, **16**, 665. I. — Action sur les propriétés physiques du sol.
(2) Rappelons que l'expérience met en comparaison 4 modes d'entretien : sol nu travaillé pris comme témoin, désherbage total, engrais vert d'hiver, engazonnement permanent.

A. — TECHNIQUES D'ÉTUDES

La nutrition des arbres a été suivie à l'aide d'analyses comparées de feuilles de même âge physiologique provenant des diverses répétitions de chaque traitement. Le premier prélèvement a eu lieu en 1962, avant la mise en place de l'essai (contrôle d'homogénéité). En 1963, un seul prélèvement a été de nouveau effectué ; les arbres soumis à l'expérience, relativement peu nombreux, étaient encore trop peu développés pour que l'on pût envisager de multiplier les prélèvements en cours d'année. Dans les deux cas, les feuilles (une cinquantaine par parcelle de 4 arbres) ont été prélevées sur la partie moyenne de rameaux de l'année ayant sensiblement le même nombre de feuilles (1), au début de l'automne, époque qui a été reconnue comme sensible pour le contrôle de la nutrition minérale du pommier (L. GACHON, 1952).

En 1964, en plus de ce prélèvement de début d'automne, un prélèvement a été effectué dans les mêmes conditions au début de l'été, sur des rameaux encore en pleine croissance, de façon à permettre certaines observations qui échapperaient avec un prélèvement plus tardif.

Sur les feuilles séchées à 102°, ont été dosés l'azote, le phosphore, le potassium, le magnésium et le calcium (2).

Bien entendu, on ne saurait considérer que l'analyse de feuilles de positions déterminées, même si elle était plus fréquemment répétée dans l'année, suffise à comparer la nutrition des arbres, ou qu'elle reflète exactement les conditions de l'alimentation des racines à l'époque du prélèvement. Sans qu'il apparaisse nécessaire d'insister sur ce point, on peut dire cependant qu'à la suite des très nombreux travaux effectués sur l'analyse foliaire et sur les conclusions à en tirer, les indications fournies par ce genre d'analyses sont valables, sans pour autant permettre un examen exhaustif des questions soulevées, surtout au cours d'un nombre limité d'années d'observations, et pour des plantes pérennes.

Il a été indiqué précédemment (3) que les parcelles principales étaient subdivisées en 2 petites parcelles de 4 arbres chacune, correspondant à 2 doses d'azote, une dose simple (N_1) et une dose double de la première (N_2). L'azote est appliqué en surface, sous forme d'ammonitrate, en 3 fois (20 p. 100 de la dose totale en automne, 40 p. 100 au début de l'hiver, 40 p. 100 à l'époque de la nouaison). L'apport d'hiver est effectué en principe au début de décembre (en mars seulement pour l'hiver 1962-63, par suite du gel et des chutes de neige) ; compte-tenu de la capacité au champ et des pluviosités maxima enregistrées en hiver, on peut considérer que l'azote ainsi appliqué ne risque pas d'être entraîné hors de la portée du système radiculaire par les pluies d'hiver ; de plus sa migration en profondeur est meilleure à une époque où l'herbe spontanée ou cultivée pousse relativement peu.

Les doses simples ont été : en 1962-63 : 37,5 kg N par ha ; en 1963-64 : 52,5 kg N par ha. Elles sont donc peu élevées. Bien qu'elles correspondent à ce qu'on peut appliquer à des arbres encore jeunes, en sol nu travaillé, on verra par la suite qu'elles ont sans doute été insuffisantes.

Sans qu'un contrôle systématique ait été effectué, on a noté des différences visibles dans la végétation du ray-grass selon les doses d'azote ; aucun effet de ce genre n'a été noté sur le gazon, peut-être à cause de la fréquence des coupes ou de la présence de légumineuses.

Aucune fumure phospho-potassique n'a été apportée depuis le début de l'essai.

B. — RÉSULTATS

Les résultats des analyses foliaires (avant et après l'établissement de l'essai) sont indiqués dans les tableaux 1 à 5. Les différences enregistrées sont présentées sur les graphiques des figures 1 à 5. On n'a différencié les traitements N_1 et N_2 que lorsqu'il y avait action significative de la dose d'azote appliquée (au seuil 5 p. 100) ou interaction significative entre mode d'entretien et azote, ce qui n'a été observé que la deuxième année. On a indiqué également les conclusions éventuellement fournies par des comparaisons orthogonales entre groupes (voir 1re partie).

(1) Pas d'influence apparente des traitements à ce sujet.
(2) Analyses effectuées par la Station agronomique de Lucé, près de Chartres.
(3) R. GRAS., 1965. *Ann. Agro.*, **16**, p. 665.

Aucune différence significative n'était apparue entre les prélèvements de 1962 correspondant aux parcelles destinées à recevoir les divers traitements.

Les variations de teneurs entre les prélèvements d'été et d'automne sont en accord avec ce qui est classiquement observé : diminution des taux d'azote, phosphore, potassium, augmentation du taux de calcium.

Signalons également dès à présent qu'il y a eu, au cours de ces 2 années d'observations, une production de fruits normale, compte tenu de l'âge des arbres (on sait que la composition des feuilles et le rythme d'absorption des éléments fertilisants sont en relation avec l'importance de la fructification (GRUPPE, 1954 ; MARI, YAMAZAKI et *al.*, 1958). On n'a observé aucun symptôme de carence en oligoéléments.

C. — DISCUSSION

L'influence du mode d'entretien sur la nutrition des arbres fait intervenir de nombreux phénomènes, susceptibles d'entrer en jeu simultanément, pas nécessairement dans le même sens :

a) Différences dans les conditions d'alimentation au niveau des racines, dues notamment aux facteurs suivants : concurrence des plantes de couverture, avec recyclage plus ou moins différé des éléments fertilisants absorbés par ces dernières — différences possibles dans l'assimilabilité des éléments fertilisants (en relation avec les modifications des propriétés physiques et de l'activité microbienne du sol, ou avec la présence de matières organiques) — différences dans la répartition des éléments assimilables en profondeur (influence des mouvements de l'eau, ou de la matière organique, ou de la faune du sol).

b) Différences dans l'exploration du profil par le système radiculaire des arbres. Ce point a déjà été examiné précédemment [1].

c) Différences dans l'aptitude des arbres à s'alimenter, en relation notamment avec l'influence des propriétés physiques (aération, humidité, température) sur la croissance et l'activité des racines, avec la gêne apportée à l'extension des racines par le travail du sol, avec l'influence du sectionnement de petites racines, avec l'action des matières organiques sur le métabolisme des racines ou des arbres eux-mêmes, avec des effets éventuels de stimulation ou de toxicité de la part des herbicides ou de sécrétions de plantes de couverture.

L'analyse foliaire, dans la mesure où elle permet de comparer la nutrition des arbres, n'indique que la résultante de l'action de ces divers facteurs, dont l'influence relative ne peut souvent que faire l'objet d'hypothèses. Si l'action de certains est indubitable, il en est d'autres dont il est difficile de dire s'ils ont joué ou non un rôle.

1° *Azote* (tabl. 1 et fig. 1)

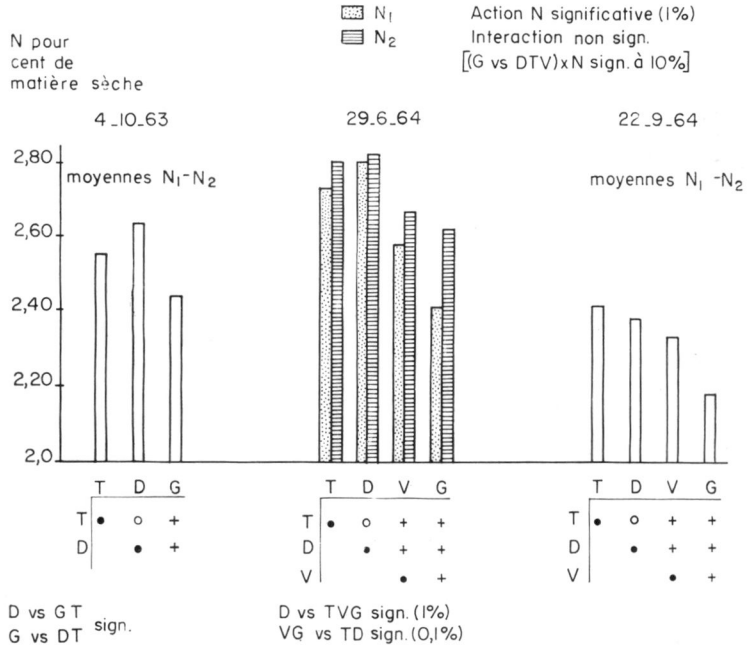
L'effet dépressif de l'*engazonnement* sur la nutrition azotée s'est fait sentir dès la première année, et se poursuit encore au moins pendant toute la seconde année. Cet effet dépressif a été fréquemment constaté au début d'un engazonnement, même avec légumineuses (BOULD et JARRETT, 1962) et s'explique par la concurrence de l'herbe et l'immobilisation d'azote si le bilan humique est excédentaire. Par compa-

(1) R. GRAS., 1965. *Ann. Agron.* **16**, p. 670.

TABLEAU I

Teneurs en azote des feuilles
(en p. 100 de matière sèche)

Date de prélèv.	Témoin			Désherbant			Engrais vert			Gazon		
	N_1		N_2	N_1		N_2	N_1		N_2	N_1		N_2
4-10-62	2,44	2,36	2,29	2,35	2,37	2,39	2,38	2,32	2,26	2,34	2,40	2,45
4-10-63	2,51	2,55	2,59	2,68	2,63	2,59	2,53	2,50	2,48	2,39	2,44	2,50
29- 6-64	2,73	2,76	2,80	2,80	2,81	2,82	2,58	2,62	2,67	2,41	2,52	2,62
22- 9-64	2,41	2,41	2,40	2,37	2,38	2,39	2,36	2,33	2,30	2,17	2,18	2,19



T Sol nu travaillé (témoin)
D désherbage total
V engrais vert
G engazonnement

\+ différences significatives (5%)
o différences non significatives

FIG. 1. — *Influence des traitements sur la teneur en azote des feuilles.*

raison, si le bilan humique est déficitaire dans les parcelles témoins, il y a libération correspondante d'azote minéral.

Cet effet dépressif peut en outre avoir été accentué ici par :

a) le fait que l'azote a été appliqué tardivement au cours de l'hiver 1962-63 ;

b) la dessiccation du sol, qui a été plus marquée sous le gazon en 1964, année à été sec, que dans les autres modes d'entretien, et qui a dû ralentir l'activité des racines et l'infiltration de l'azote appliqué au printemps ;

c) la mauvaise exploitation du sol par les racines, phénomène sans doute en relation dans une certaine mesure avec le précédent. La diminution de la capacité d'absorption d'éléments fertilisants due à la sécheresse du sol n'a donc pu être compensée par l'activité d'un plus grand nombre de racines (COKER, 1959).

Les taux d'azote dans les parcelles *désherbées* n'ont jamais été significativement différents de ceux des parcelles témoins. Il n'apparaît donc pas que, au moins pour le temps écoulé et avec le désherbant utilisé, la nutrition azotée ait été particulièrement bouleversée. En accord avec d'autres observations (FRITH, 1952, sur citrus ; ROBINSON, 1962, sur groseillier ; RIES, LARSEN et *al.*, 1963, sur pêcher), elle tendrait à être plutôt améliorée (taux supérieur presque significativement pour le premier prélèvement ; taux significativement supérieurs au groupement des autres traitements pour les 2 premiers prélèvements).

En fait, de nombreux facteurs sont susceptibles d'avoir une action à ce sujet :

— absence totale de concurrence à aucun moment de l'année de la part d'une végétation herbacée ;

— bilan humique déficitaire (sans doute plus déficitaire que dans le témoin, les feuilles tombées étant facilement entraînées par le vent) ;

— influence des propriétés physiques (aération moins bonne, mais température plus élevée) ou du désherbant lui-même sur la vie microbienne (1) et le cycle de l'azote ;

— influence de ces mêmes facteurs sur la croissance et l'activité des racines (éventuellement favorable, pour la simazine et l'amitrole T, selon RIES, 1963).

— action sur l'infiltration et la remontée des nitrates (modifications de la structure et de l'humidité du sol) ;

— exploitation des couches superficielles par les racines (l'azote appliqué ou minéralisé en surface parvient plus rapidement aux premières racines que dans les autres traitements ; en outre, possibilité de pénétration rapide à une certaine profondeur par des crevasses).

Il est concevable cependant que certains de ces facteurs n'interviennent pas, ou n'interviennent que peu ; les propriétés physiques se maintiennent peut-être à un niveau où leur dégradation reste sans effet décelable.

L'engrais vert se classe en position intermédiaire entre l'engazonnement et le groupe témoin-désherbant, ne comportant pas de végétation artificielle. On a déjà indiqué qu'il n'y avait pas eu d'engrais vert au cours de l'hiver 1962-63 ; les observations ne concernent donc qu'une seule année, ce qui limite évidemment la portée des conclusions présentées. Quoi qu'il en soit, il n'est pas apparu, bien au contraire, que l'engrais vert, comme on le dit parfois, ait favorisé la nutrition azotée en retenant de l'azote (qui autrement aurait été lessivé pendant l'hiver), et en le libérant ensuite

(1) Selon J. GUILLEMAT et *al.* (1960), la simazine à doses normales n'a par elle-même aucune action notable sur la microflore bactérienne et fongique du sol.

rapidement après l'enfouissement. En fait, ce lessivage d'hiver a pu être relativement faible, même sur les parcelles témoins : de plus, la libération de l'azote a dû être assez progressive, puisqu'on a vu que la décomposition de l'engrais vert s'était poursuivie sur plusieurs semaines ; l'azote a pu également être en partie retenu par les microbes qui prolifèrent après l'enfouissement ; enfin une fraction importante de cet azote libéré dans les couches travaillées n'a pas été entraînée dans la zone des racines par suite de la sécheresse de l'année 1964.

Puisque l'engrais vert ne conduit pas à la formation de composés organiques stables, il libère intégralement l'azote qu'il a absorbé ; en conséquence, l'emploi d'engrais vert ne conduit pas nécessairement à modifier les quantités d'azote minéral apporté, mais plutôt les dates d'application et le fractionnement. Dans le cas présent, pour se maintenir au niveau du témoin, il aurait peut-être fallu apporter davantage d'azote en hiver, pour compenser l'immobilisation d'azote par la végétation herbacée, et moins au printemps, au moment où l'azote du ray-grass commençait à être libéré.

Influence comparée des deux doses d'azote.

On n'enregistre une influence significative positive de la dose double (sur l'ensemble des traitements) que pour le prélèvement de juin 1964. Malgré ce qu'on pourrait croire d'après la figure 1, l'interaction azote-mode d'entretien n'est pas significative ; on enregistre simplement une interaction significative au seuil 10 p. 100 si on compare l'engazonnement au groupement des autres traitements, ce qui traduit le fait que la réponse à la dose double d'azote a été plus marquée avec engazonnement, contrairement à certaines observations d'après lesquelles la présence de gazon empêcherait les arbres de réagir aux applications d'azote (DANCER, 1963). Cependant les taux d'azote en N_2 sous gazon sont restés nettement inférieurs à ceux obtenus en N_1 sur les parcelles témoins. Divers auteurs (LJONES, 1962 ; MASON, 1964) ont constaté qu'il était difficile de relever convenablement le taux d'azote des feuilles des arbres engazonnés, même avec des fumures azotées très élevées — au moins pour des applications de surface.

La nutrition azotée a été dans l'ensemble différenciée davantage par les modes d'entretien que par la fumure azotée.

2° *Phosphore* (tabl. 2 et fig. 2)

Des dosages d'acide phosphorique assimilable (méthode Dyer), effectués sur des terres prélevées au printemps 1965 entre 0 et 10 cm (représentant la couche travaillée) et entre 18 et 25 cm (représentant la couche non travaillée mais enrichie par la fumure de fond) n'ont pas mis en évidence de différences significatives dues aux traitements ; les taux étaient élevés en surface, et encore largement suffisants dans la zone 18-25 cm (tabl. 6) (1). Dans la comparaison témoin-*désherbant*, on conçoit donc que la différence dans l'exploration des horizons que provoquent les modes d'entretien n'ait pas eu de répercussion marquée sur le taux de phosphore dans les feuilles ; sans doute en aurait-il été autrement si l'horizon 10-25 avait été relativement pauvre, ce qui peut être le cas dans d'autres situations. PROEBSTING (1955) sur citrus, ROBINSON (1962) sur groseilliers ont enregistré des taux de phosphore plus élevés avec sol non travaillé désherbé qu'avec sol travaillé.

(1) On remarque également qu'on n'enregistre aucune influence particulière des traitements sur les pH.

Pour le 3e prélèvement (automne 1964), le taux de phosphore est significativement plus faible dans les feuilles des arbres *engazonnés* que dans les feuilles des témoins. Des résultats inverses ont été souvent présentés (BOULD, 1950 ; PROEBSTING, 1953 ; ADAMIC, 1964, etc.), et imputés à une meilleure exploitation des couches superficielles par les racines des arbres sous gazon, par suite de l'absence de travail du sol. En fait il est probable ici que, comme pour l'azote (cf. p. 9), le plus faible

TABLEAU 2

Teneurs en phosphore des feuilles
(en p. 100 de matière sèche)

Date de prélèv.	Témoin			Désherbant			Engrais vert			Gazon		
	N_1		N_2	N_1		N_2	N_1		N_2	N_1		N_2
4-10-62	0,152	0,145	0,137	0,142	0,146	0,150	0,145	0,141	0,137	0,145	0,151	0,157
4-10-63	0,160	0,160	0,160	0,180	0,172	0,165	0,165	0,161	0,157	0,172	0,167	0,162
29- 6-64	0,185	0,188	0,192	0,190	0,193	0,197	0,185	0,186	0,187	0,195	0,197	0,200
22- 9-64	0,147	0,147	0,147	0,142	0,143	0,145	0,157	0,155	0,152	0,137	0,137	0,137

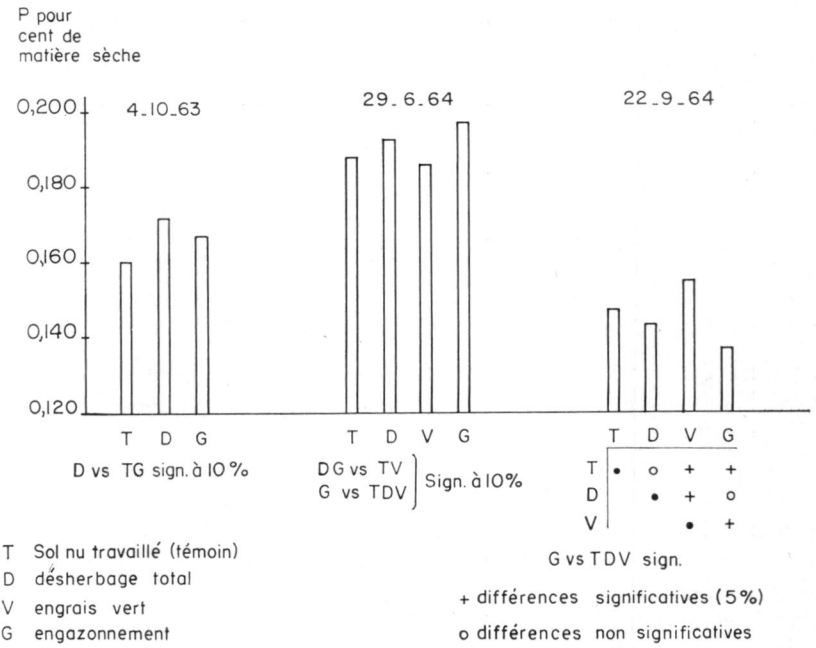


FIG. 2. — *Influence des traitements sur la teneur en phosphore des feuilles (moyennes N_1-N_2).*

taux de phosphore soit à mettre en relation avec l'exploration plus faible du sol, conjuguée à la sécheresse de l'été 1964.

On a attribué parfois aux *engrais verts* la possibilité d'améliorer les conditions d'alimentation en phosphore des arbres ; cela serait dû notamment à une redistribution par les racines des plantes herbacées, qui amèneraient en profondeur du phosphore (et d'autres éléments), libéré par décomposition ou par excrétion (FÉRAUGE et PICARD, 1962) à un niveau inférieur à celui de l'horizon enrichi par les fumures de fond ou les fumures antérieures à la plantation. Les résultats des prélèvements d'automne 1964, après le dernier engrais vert, sont en accord avec ces hypothèses.

Malgré les différences observées, les taux de phosphore restent partout élevés, ce qui concorde avec les résultats des analyses de terre.

3° *Potassium* (tabl. 3 et fig. 3)

Les prélèvements de terre effectués en mai 1965 (cf. p. 10) n'ont pas mis en évidence de différences significatives dans les taux de K_2O échangeable (tabl. 6). La zone 0-10 cm est bien pourvue (elle a été enrichie par les applications effectuées depuis la plantation), mais la zone 18-25 est relativement pauvre.

TABLEAU 3

Teneurs en potassium des feuilles
(en p. 100 de matière sèche)

Date de prélèv.	Témoin		Désherbant		Engrais vert		Gazon	
	N_1	N_2	N_1	N_2	N_1	N_2	N_1	N_2
4-10-62	1,35	1,33	1,23	1,29	1,10	1,04	1,09	1,24
	1,34		1,26		1,07		1,16	
4-10-63	1,25	1,26	1,34	1,23	1,27	1,26	1,08	1,15
	1,26		1,29		1,27		1,12	
29- 6-64	1,63	1,62	1,81	1,69	1,48	1,50	1,40	1,44
	1,63		1,75		1,49		1,42	
22- 9-64	0,92	0,97	1,05	0,89	1,12	0,98	0,70	0,68
	0,94		0,97		1,05		0,69	

Les taux de potassium sont toujours plus élevés dans les feuilles des parcelles *désherbées* que dans les feuilles témoins, encore que les différences ne soient pas significatives. Il est concevable que l'exploitation de l'horizon superficiel dans les parcelles désherbées permette une meilleure alimentation potassique. Les observations de PROEBSTING (1955), ROBINSON (1962) sont pour le potassium dans le même sens que pour le phosphore (voir p. 10).

Sur le 2e prélèvement, le taux de potassium est significativement plus élevé dans les feuilles des parcelles *désherbées* que dans les feuilles des parcelles *engrais vert*, ce qui est attribuable à la fois à l'exploitation différente des horizons et à la concurrence temporaire exercée par l'engrais vert, plus sensible avec le potassium

qu'avec le phosphore. Par contre, lors du prélèvement d'automne, les teneurs en potassium sont maxima avec engrais vert (non significatif, mais en accord avec ce qui a été dit pour le phosphore).

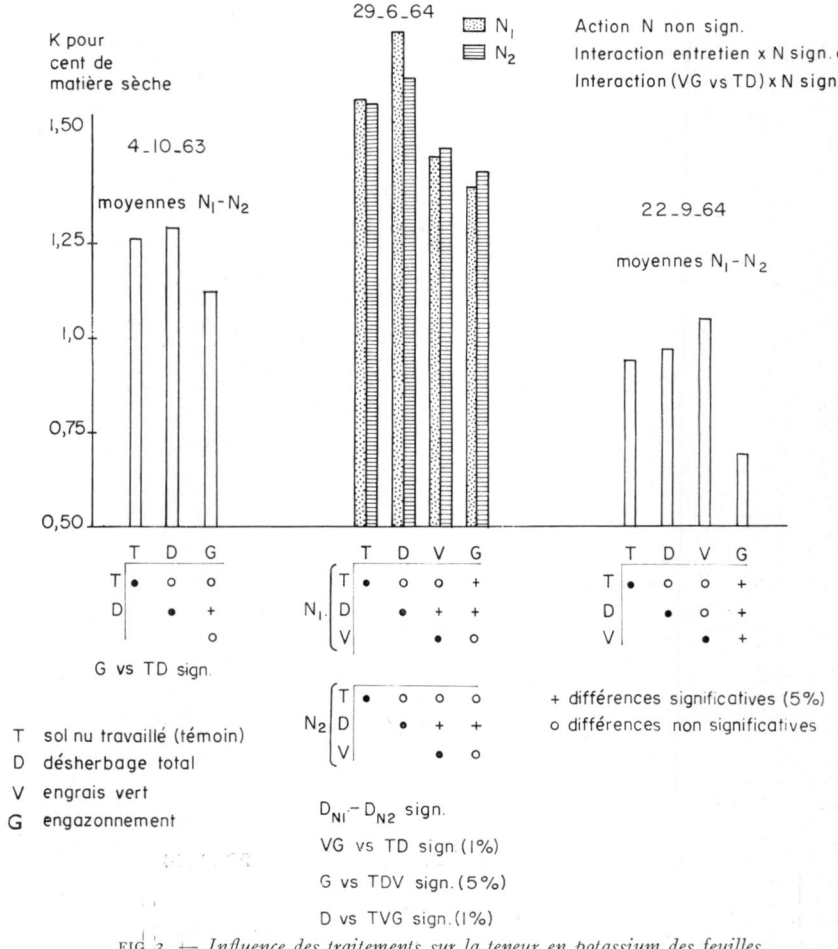


FIG 3. — *Influence des traitements sur la teneur en potassium des feuilles.*

Les taux de potassium des feuilles des arbres soumis à l'*engazonnement* ont été régulièrement les plus faibles, souvent de façon significative : la concurrence de l'herbe, plus accusée vis-à-vis du potassium que du phosphore, s'est manifestée dès le début de l'enherbement, d'autant plus que le terrain était plutôt pauvre, que l'exploitation par les racines des arbres était moins bonne sous le gazon ; la sécheresse de l'été 1964, en diminuant l'activité des racines de surface, a pu accentuer encore cet effet dépressif.

Il apparaît donc que l'effet favorable d'un engazonnement sur l'alimentation potassique, souvent signalé (BOULD, 1950 ; PROEBSTING, 1963 ; ADAMIC, 1964), souffre certaines exceptions allant jusqu'à un effet de sens opposé, notamment au début d'un engazonnement, en sol relativement pauvre, et dans des conditions de sécheresse.

L'influence comparée des deux doses d'azote sur le taux de potassium des feuilles (interaction [DT *vs* GV] × N) n'a pas reçu d'explication satisfaisante.

4° *Magnésium* (tabl. 4 et fig. 4)

Les résultats obtenus sur le magnésium reflètent dans une certaine mesure, à partir de 1964, l'antagonisme avec le potassium : teneurs plus élevées dans les parcelles engazonnées, surtout avec la dose simple d'azote - teneurs plus faibles dans les

TABLEAU 4

Teneurs en Magnésium des feuilles
(en p. 100 de matière sèche)

Date de prélèv.	Témoin			Désherbant			Engrais vert			Gazon		
	N_1		N_2	N_1		N_2	N_1		N_1	N_1		N_2
4-10-62	0,20	0,20	0,20	0,21	0,21	0,21	0,23	0,22	0,21	0,22	0,20	0,18
4-10-63	0,22	0,22	0,22	0,20	0,20	0,20	0,22	0,20	0,21	0,21	0,20	0,19
29- 6-64	0,23	0,23	0,23	0,20	0,20	0,21	0,23	0,23	0,23	0,24	0,23	0,23
22- 9-64	0,21	0,20	0,20	0,18	0,18	0,19	0,20	0,20	0,21	0,26	0,24	0,22

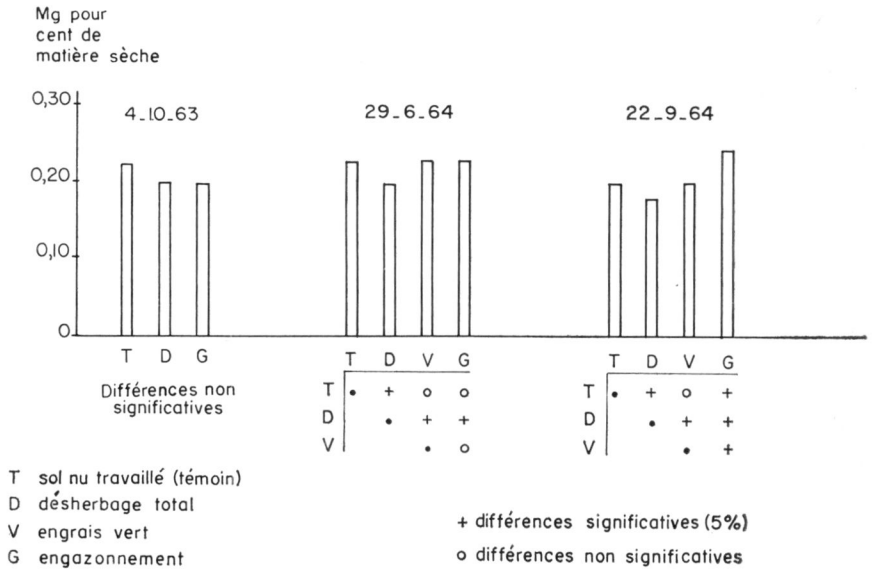


FIG 4. — *Influence des traitements sur la teneur en magnésium des feuilles.*

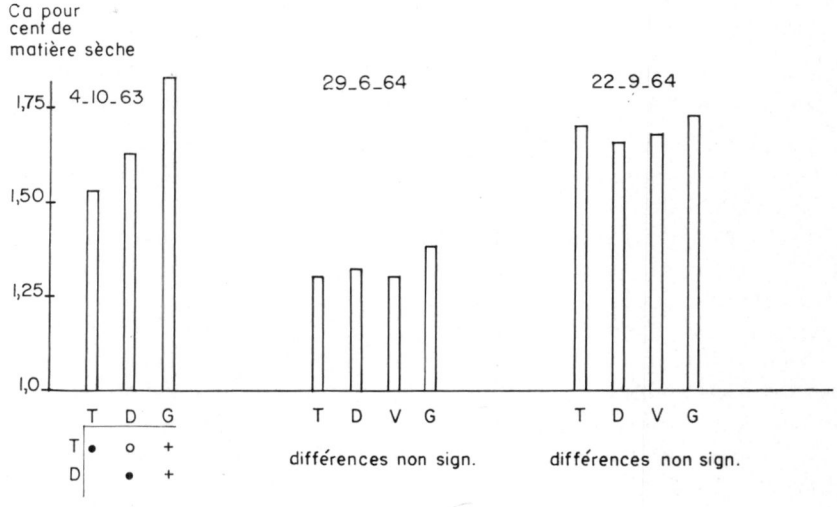
parcelles désherbées, ce qui confirmerait une possibilité de meilleure nutrition potassique dans ces parcelles. Les valeurs de l'ensemble restent peu différentes entre elles, et toujours plutôt faibles.

5° *Calcium* (tabl. 5 et fig. 5)

TABLEAU 5

Teneurs en calcium des feuilles
(en p. 100 de matière sèche)

Date de prélèv.	Témoin			Désherbant			Engrais vert			Gazon		
	N_1		N_2	N_1		N_2	N_1		N_2	N_1		N_2
4-10-62	1,44	1,48	1,52	1,53	1,52	1,52	1,46	1,42	1,39	1,54	1,52	1,50
4-10-63	1,54	1,53	1,52	1,66	1,63	1,59	1,57	1,62	1,66	1,88	1,83	1,78
29- 6-64	1,30	1,30	1,30	1,33	1,32	1,32	1,31	1,30	1,30	1,37	1,38	1,39
22- 9-61	1,65	1,70	1,75	1,60	1,66	1,72	1,65	1,68	1,72	1,76	1,73	1,71



T sol nu travaillé (témoin)
D désherbage total
V engrais vert
G engazonnement

\+ différences significatives (5%)
o différences non significatives

FIG 5. — *Influence des traitements sur la teneur en calcium des feuilles.*

Les teneurs plus élevées avec engazonnement (significatif en 1963) sont peut-être en relation avec les différences de sens contraire observées pour le potassium.

A noter que pour le troisième prélèvement (automne 1964), les taux de calcium sont plus élevés avec la dose double d'azote (significatif).

TABLEAU 6

Teneurs en acide phosphorique assimilable (méthode citrique) et en potasse échangeable — pH ($CaCl_2$ M/100)

Différences non significatives

Profondeur des prélèvements		Témoin	Désherbant	Engrais vert	Gazon
P_2O_5 °/oo	0 — 10 cm	0,32	0,32	0,31	0,28
	18 — 25 cm	0,16	0,21	0,20	0,17
K_2O °/oo	0 — 10 cm	0,33	0,31	0,29	0,32
	18 — 25 cm	0,15	0,14	0,14	0,12
pH	0 — 10 cm	6,6	7,0	6,7	6,7
	18 — 25 cm	7,2	7,2	7,3	7,2

D. — RÉCAPITULATION ET CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Ces observations seront poursuivies et complétées au cours des années à venir. On peut cependant présenter dès maintenant les remarques suivantes :

a) Comme on l'a souvent montré, les modes d'entretien du sol ont exercé une influence notable sur la nutrition des arbres, déjà marquée peu de temps après l'installation de l'essai.

Par rapport au travail du sol sans engrais vert, pris comme témoin, *le désherbage total* n'a produit, au cours des deux premières années de l'essai, aucun effet dépressif sur la nutrition des arbres (sauf, de façon peu accusée, en magnésium) et à même eu tendance à l'augmenter, non seulement en phosphore et en potassium, ce qui s'explique surtout par l'exploitation des couches superficielles plus riches, mais aussi en azote ; il ne semble pas que le métabolisme de l'azote du sol ait été jusqu'à présent profondément bouleversé à la suite de l'utilisation du désherbant.

L'*engazonnement* avec un mélange de graminées et de légumineuses a conduit rapidement à une diminution de l'absorption d'azote par les arbres, d'autant plus accusée que la dose d'azote appliquée en surface était plus faible ; la présence de l'herbe n'a donc pas empêché toute action de la fumure azotée. On a enregistré également, la seconde année, un effet dépressif sur l'absorption du phosphore et du potassium, à l'opposé de ce qu'on a observé ailleurs dans des situations plus favorables à l'engazonnement du point de vue de l'alimentation en eau.

Dans les parcelles à *engrais vert* (ray-grass d'Italie mis en place la seconde

année de l'essai seulement), l'absorption du phosphore et du potassium est en accord avec diverses données bibliographiques rapportant un effet favorable possible des engrais verts sur l'alimentation phosphopotassique des arbres fruitiers, sans que cet effet soit ici bien caractérisé. Il apparaît surtout que l'engrais vert a diminué le taux d'azote dans les feuilles (par rapport au témoin) en immobilisant temporairement cet élément ; cette diminution était encore notable en automne, sans doute par suite de la sécheresse estivale ayant limité la migration de l'azote en profondeur, au cours de l'unique année d'observation pour ce mode d'entretien.

b) Les effets enregistrés jusqu'à présent ne se maintiendront ou ne s'accentueront pas nécessairement dans l'avenir. Par exemple, il est possible que la détérioration des propriétés physiques finisse par conduire à des effets dépressifs du désherbant ; inversement l'alimentation azotée s'améliorera peu à peu sous le gazon.

c) Étant donné les incidences qu'ont les modes d'entretien sur la nutrition des arbres, la fertilisation doit être adaptée au mode d'entretien. Par exemple, avec engazonnement, des applications en profondeur, aussi bien d'azote que de phosphore et de potasse, permettraient d'éviter la concurrence des plantes de couverture ; avec l'engrais vert, un fractionnement différent des doses d'azote appliquées limiterait l'effet dépressif sur la nutrition azotée.

d) L'utilisation d'analyses foliaires, dans ce genre d'études, donne des indications valables, et il y a intérêt à les répéter au cours de la végétation. Dans la pratique arboricole, étant donné la multiplicité des phénomènes mis en jeu dans ces questions, il serait utile, lorsqu'on adopte un nouveau mode d'entretien, de réserver quelques arbres soumis au mode d'entretien précédemment utilisé, de façon à baser les conclusions des analyses foliaires sur des comparaisons entre les deux techniques.

Reçu pour publication en décembre 1965.

SUMMARY

FIRST RESULTS OF A TRIAL ON ORCHARD SOIL MANAGEMENT

II. — EFFECT ON THE TREE NUTRITION

The influence of 4 types of cultivation (bare soil, total weeding, permanent grass-land, winter green manuring, with each two different levels of nitrogenous fertilizing) on the mineral content in the leaves of *Canada Reinette* apple-trees, in an orchard of the Paris region, has been followed during two consecutive years.

Compared to the bare cultivated soil used as a control, the total weeding had no depressive effect, during the first two years of the trial, on the mineral nutrition (N, P, K) of the trees ; sometimes a tendency to its increase was even noted.

As known, the grassland led to a decrease in the absorption of N by the trees, but did not however fully stop the effect of a nitrogenous fertilizing. The absorption of P and K decreased during the second year contrarily to that which has been observed elsewhere under conditions more favourable to the grassland in respect of the water supply.

Next to a certain favourable effect of the green manure on the P and K absorption, a decrease of the N content in the leaves was also noted, decrease which was still noticeable at the end of the second year's summer, probably a consequence of the dry summer.

The different factors which are possibly taking part in these phenomena are discussed in view of an application to the fertilizing of orchards.

ZUSAMMENFASSUNG

ERSTE ERGEBNISSE EINES VERSUCHS ÜBER BODENBEARBEITUNG IN OBSTANLAGEN

II. — WIRKUNG AUF DIE ERNÄHRUNG DER BÄUME

Zwei Jahre hindurch wurde der Einfluss von vier Bodenbearbeitungsarten (nackter Boden, totale Unkrautvernichtung, Dauergrasland, Wintergründüngung mit je zwei verschiedenen Stickstoffdüngungen) auf den Mineralstoffgehalt der Blätter einer *Canadareinette* in einer Anlage der Pariser Gegend verfolgt.

Gegenüber nacktem, bearbeitetem Boden als Kontrolle hatte die totale Unkrautvernichtung während der ersten zwei Jahre des Versuchs keinerlei depressive Wirkung auf die mineralische Ernährung (N, P, K) der Bäume ; manchmal zeigte sich sogar Neigung zur Erhöhung.

Das Grasland führte, wie bekannt, zu einer Abnahme der Stickstoffaufnahme, ohne jedoch gänzlich die Wirkung der Stickstoffdüngung zu verhindern. Die P- und K-Aufnahme nahm im zwei ten Jahre ab, im Gegensatz zu dem, was man sonstwo in günstigeren Lagen vom Standpunkt der Wasserversorgung für das Grasland beobachten konnte.

Eine gewisse günstige Wirkung der Gründüngung auf die P- und K-Aufnahme wird von einer Abnahme der N-Rate in den Blättern begleitet, die am Ende des Sommers im zweiten Jahre noch fühlbar war, möglicherweise infolge des trockenen Sommers.

Die verschiedenen Faktoren die in diesen Erscheinungen mitwirken, werden einer Diskussion unterzogen, zwecks Anwendung bei der Düngung der Obstbäume.

Первые результаты опытов по обработке яблонных садов.

II. *Действие на питание деревьев.*

С. ТРОКМЭ

РЕЗЮМЕ

Производились наблюдения в течении двух лет, над влиянием четырех различных способов обработки почвы (голая, обработанная почва, полная прополка почвы, почва под постоянным дерновым покровом, зеленое зимнее удобрение, при получении каждым вариантом двух различных доз азотистого удобрения) на минеральный состав листьев яблони Канадский Ранет, в садах Парижского района.

По сравнению с голой обработанной почвой, принятой в качестве контроля, полная прополка почвы не оказала в течении первых двух лет опыта никакого депрессивного действия на минеральное питание деревьев N, P и K и даже иногда проявляла тенденцию к улучшению этого питания.

Дернование, как всегда, привело к уменьшению потребления азота деревьями, но полностью не помешало действию азотистого удобрения. Потребление P и K уменьшилось на втором году опыта, в противоположность тому, что наблюдалось в других местах, при более благоприятных для дернования условиях в смысле водного питания.

Одновременно с некоторым благоприятным действием зеленого удобрения на поглощение P и K, автор отметил, в особенности, уменьшение концентрации азота в листьях, заметное еще в конце лета второго года опыта, возможно вследствие летней засухи.

Различные факторы принимающие участие в этих явлениях служат предметом обсуждения, в виду их практического применения при удобрении садов.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADAMIC F., 1964. Effects of certain soil management systems on the mineral nutrition status and on the growth of apple trees in the humid sub alpine regions of Slovenia. *Colloque européen sur le contrôle de la nutrition minérale et de la fertilisation*, Montpellier.

BOULD C., 1950. The influence of cultural practices on the nutrient uptake of apples. *4th Inter. Congr. Soil Sci.*, Amsterdam, I, 262-66.

BOULD C., JARRETT R., 1962. The effect of cover crops and NPK fertilizers on growth, crop yield and leaf nutrient status of young dessert apple trees. *J. hortic. Sci.*, **37**, 58-62.

COKER E., 1959. Root development of apple trees in grass and clean cultivation. *J. hortic. Sci.*, **34**, 111-21.

DANCER J., 1963. A study of the effect of 2 levels of nitrogen on the growth of young apple trees under grass and under arable conditions. *Hortic. Res.*, **2**, 65-75.

FÉRAUGE M. Th., PICARD M., 1962. Contribution de la couverture des vergers au transport des éléments nutritifs dans la zone de sol explorée par le système radiculaire des arbres fruitiers. *C. R. de Recherche, IRSIA*, 1.

FRITH H., 1952. Some effects of no cultivation on the yield and growth of citrus trees. *Austr. J. agric. Res.*, **3**, 259-76.

GACHON L., 1952. Application du diagnostic foliaire au pommier. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, 477-9.

GREENHAM D., 1952. Orchard soil management. *13th Inter. hort. Congr.* London, I, 181-9.

GRUPPE W., 1954. Die Anwendung der Blattanalyse zur Feststellung des Kalium-Ernährungs-Zustandes von Obstaümen. *Kali-Briefe.*

GUILLEMAT J., CHARPENTIER M., TARDIEUX P., POCHON J., 1960. Interaction entre une chloro-amino-triazine herbicide et la microflore fongique et bactérienne du sol. *Ann. Épiphyties*, **11**, 3.

LJONES B., 1963. Leaf composition in apple, raspberry and black currant as related to nutrient elements in the soil. *Meld. Norges Landbrucks-högsk*, **42**.

LYON T., HEINICKE A., WILSON B., 1923. The relation of soil moisture and nitrates to the effects of sod on apple trees. *Cornell Univ. agric. Exper. Stn. Mem.*, **63**.

MARI H., YAMAZAKI T., ABE J., 1958. On the potassium nutrition of apple trees. *Japanese Potassium Symposium*, Tokio.

MASON J., 1964. Yield and quality of apples grown under 4 different nitrogen levels in uncultivated grass sod. *Proc. amer. Soc. hortic. Sci.*, **85**, 42-47.

PROEBSTING E., 1953. Certain factors affecting the concentration of nitrogen, phosphorus, potassium, calcium and magnesium in pear leaves. *Proc. amer. Soc. hortic. Sci.*, **61**, 27-30.

PROEBSTING E., 1955. Weed sprays as a substitute for cultivation in California orchards. *14th Inter. hortic. Congr.*, La Haye.

RIES S., LARSEN R. et *al.*, 1963. The apparent influence of simazine on nitrogen nutrition of peach and apple trees. *Weeds.*, **2**, 270-3.

ROBINSON D., 1962. Investigations on the use of herbicides for the elimination of cultivation in soft fruits. *Sci. Hortic.*, **16**, 52-62.

Ann. agron., 1966, **17** (1), 21-36.

OBSERVATIONS SUR LES EFFETS A LONG TERME DES FUMURES ORGANIQUES ET MINÉRALES SOUS CLIMAT MÉDITÉRRANÉEN

II. — Action sur le bilan de l'azote total du sol

J. MULLER
avec la collaboration technique de Mme Montarone

Station d'Agronomie et de Physiologie végétale,
Centre de Recherches agronomiques de Provence, 06 - Antibes

SOMMAIRE

Sur des dispositifs où l'égalité des apports d'azote, d'acide phosphorique et de potasse est réalisée à des niveaux différents de la fertilisation, nous examinons l'évolution à long terme du bilan de l'azote total du sol. Ces dispositifs sont mis en culture à dominante maraîchère, mais il n'a pas été prévu, sur chacun d'eux, de rotation déterminée.

Pendant la durée de ces essais (12 et 13 ans) la teneur en azote total du sol s'est maintenue à un niveau relativement élevé compris entre 1,65 et 1,90 pour mille, et le rapport C/N a gardé une valeur constante voisine de 9,50. L'analyse des éléments du bilan azote total du sol montre que, suivant le niveau de fertilisation adopté, l'évolution peut présenter de très grandes variations.

Pour un même apport d'azote, d'acide phosphorique et de potasse, quel que soit le niveau de fertilisation adopté, les traitements fumures organiques assurent le plus facilement l'équilibre du bilan de la matière organique dans le sol. Il est possible cependant, dans le cas d'une fertilisation minérale importante apportant au sol des quantités importantes d'azote, supérieures à 156 kg par hectare et par an dans l'exemple étudié, de maintenir à l'équilibre le bilan de l'azote total en utilisant uniquement des fumures minérales.

La détermination du taux de destruction de l'azote du sol montre, d'une part, que pour les divers dispositifs la quantité d'azote du sol qui se détruit annuellement est inférieure à 0,6 p. 100, et, d'autre part, que cette vitesse de destruction est sous l'influence directe du niveau de la fumure minérale adoptée. Le taux annuel de déperdition de l'azote du sol est d'autant plus faible que le niveau de fertilisation minérale est plus élevé.

INTRODUCTION

Le but de ce mémoire est d'analyser l'action des fumures organiques et minérales sur le bilan de l'azote total du sol, pour des dispositifs où l'égalité des apports d'azote, d'acide phosphorique et de potasse est réalisée à des niveaux variés de fertilisation. Nous nous proposons ici par l'étude cinétique de l'évolution de l'azote

total du sol, de déceler une résultante d'un ensemble de phénomènes et non d'analyser dans le détail, la dynamique de cette évolution.

Après avoir brièvement présenté les méthodes d'analyses utilisées, et justifié le choix des éléments retenus pour l'analyse du bilan de l'azote dans le sol, nous étudierons l'évolution de la teneur en azote et en carbone en fonction des fertilisations pratiquées. Nous préciserons ensuite quelques points de la cinétique d'évolution de l'azote total dans les sols argilo-calcaires en climat méditerranéen humide, et essayerons de dégager quelques conclusions relatives au bilan de la matière organique du sol.

Une analyse détaillée des protocoles expérimentaux ayant été faite dans le mémoire précédant paru dans les *Annales agronomiques* (1965, **16** (3), 301-321) nous nous limiterons à rappeler dans le tableau I les différents traitements de chacun des dispositifs ainsi que les apports moyens annuels d'éléments fertilisants. Ces dispositifs sont mis en culture à dominante maraîchère, mais il n'a pas été prévu sur chacun d'eux de rotation déterminée.

TABLEAU I

Apports moyens annuels exprimés en kg par hectare

Dispositif	Traitements	Masse de matière organique apportée	azote de la fumure		P_2O_5 total	K_2O total
			organique	minérale		
13	Paille sans azote minéral	10 000	40	0	23	106
	Paille avec azote minéral	10 000	40	100	23	106
	Azote minéral	0	0	100	12	23
34	Fumier de bovins	25 000	139	0	89	112
	Fumier d'ovins	20 000	192	0	102	296
	Paille + NPK	11 500	56	101	95	204
	Fumure minérale.....	0	0	156	95	204
50	Fumier de bovins.....	15 500	89	0	42	114
	Paille sans azote minéral	3 750	18,6	6,6	42	114
	Paille avec azote minéral	3 750	18,6	71	42	114
	Fumure minérale	0	0	82	42	114

I. — MÉTHODES

Pour apprécier les variations de la teneur en matière organique du sol, nous nous limiterons à présenter les résultats d'analyses relatifs à l'azote total et au carbone organique du sol.

Choisir les variations de teneurs en azote du sol pour apprécier les variations de teneurs en matière organique du sol est certes un procédé arbitraire. Cependant dans les sols arables où les résidus végétaux constituent le plus fréquemment une fraction peu importante de la matière organique totale du sol, on peut considérer en première approximation que les variations dans la teneur en

matière organique, en carbone et en azote total sont suffisamment parallèles pour justifier cette approximation.

Le dosage de l'azote est effectué suivant la méthode Kjeldahl, sur le sol tamisé à 1 mm. Le catalyseur suivant est utilisé en présence de 20 cm³ de SO_4H_2 concentré :

SO_4K_2	—	5 g
SO_4Cu	—	2 g

L'attaque est poursuivie 5 heures après décoloration.

Le dosage du carbone organique est effectué par attaque sulfo-chromique suivant la méthode ANNE (1945) sur 1 g de sol échantillonné au tamis de 0,25 mm d'ouverture.

Dans ces conditions l'ordre de grandeur des variations de la teneur en azote et en carbone sur un même échantillon, est donné dans le tableau 2.

TABLEAU 2

Coefficient de variation sur le dosage de l'azote et du carbone

Élément dosé	Nombre de répétitions	Valeur moyenne pour 100 g de terre sèche $\bar{x}$	Estimation de l'erreur pour la moyenne (P = 0,05 P = 0,01) μ		Coefficient de variation $\frac{\mu}{\bar{x}} \times 100$ (P = 0,05 P = 0,01)	
Azote.....	5	1,85	± 0,026	± 0,044	± 1,4	± 2,4
Carbone.....	5	17,6	± 0,08	± 0,13	± 4,5	± 7,4

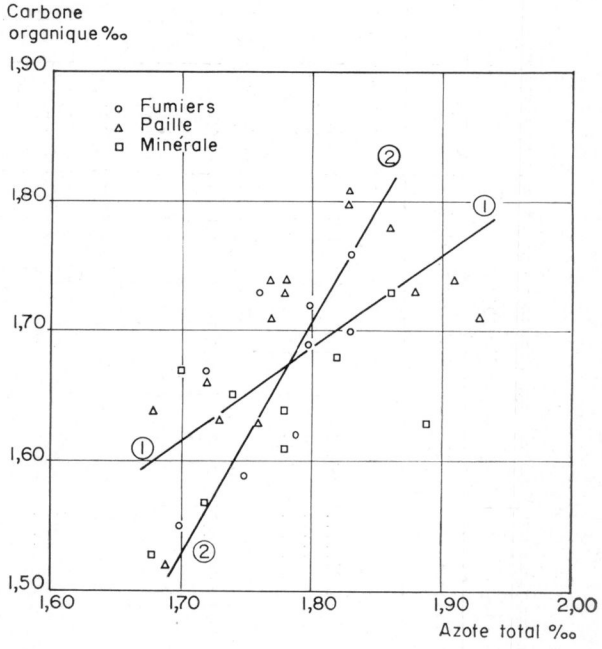


FIG. 1. — *Corrélation azote total × Carbone organique du sol.*

TABLEAU 3

Teneurs en azote, carbone et rapport C/N
(résultats exprimés en °/oo de terre sèche)

Date	septembre 1948 (1)			octobre 1957			octobre 1961			Seuil de signification entre teneurs initiales et finales en azote	p. p. d. s. P = 0,05
Fumure	N	C	C/N	N	C	C/N	N	C	C/N		
Dispositif n° 13 (valeur moyenne pour 6 répétitions)											
Paille sans N.....	1,88	17,3	9,2	1,91	17,4	9,1	1,86	17,8	9,6	Non significatif	—
Paille avec N.....	1,83	18,0	9,9	1,93	17,1	8,9	1,83	18,1	9,9	Non significatif	—
Minérale	1.86	17,3	9,3	1,89	16,3	8,6	1,78	16,4	9,2	P = 0,02	± 0,06
Dispositif n° 34 (valeur moyenne pour 10 répétitions)											
Fumier bovins....	1,70	15,5	9,1	1,76	17,3	9,8	1,80	16,9	9,4	P = 0,02	± 0,08
Fumier ovins.....	1,75	15,9	9,1	1,83	17,6	9,6	1,83	17,0	9,3	P = 0,01	± 0,04
Paille + NPK....	1,69	15,2	9,0	1,78	17,4	9,8	1,77	17,1	9,6	P = 0,02	± 0,05
Minérale	1,68	15,3	9,1	1,74	16,5	9,5	1,72	15,7	9,1	Non significatif	—
Dispositif n° 50 (valeur moyenne pour 5 répétitions)											
Fumier bovins....	1,80	17,2	9,5	1,79	16,2	9,1	1,72	16,7	9,7	P = 0,02	± 0,04
Paille sans N.....	1,78	17,3	9,7	1,73	16,3	9,4	1,68	16,4	9,8	P = 0,01	± 0,07
Paille avec N.....	1,77	17,4	9,8	1,76	16,3	9,3	1,72	16,6	9,7	P = 0,10	± 0,05
Minérale	1,82	16,8	9,2	1,78	16,1	9,1	1,70	16,7	9,8	P = 0,05	± 0,10

(1) Pour le dispositif n° 13, la date de prélèvement est : septembre 1950

TABLEAU 4

Éléments du bilan de la matière organique
(résultats exprimés en kg d'azote par hectare)

Dispositifs	N° 13			N° 34				n° 50			
Durée de l'essai	12 années			12 années				13 années			
Traitements	Paille sans N (1)	Paille avec N (1)	Fumure minérale	Fumier bovins	Fumier ovins	Paille + NPK	Fumure minérale (1)	Fumier bovins	Paille sans N	Paille avec N	Fumure minérale
Azote apporté par les fumures : organiques	480	480	0	1 670	2 300	672	0	1 155	242	242	0
Azote apporté par les fumures : minérales	0	1 200	1 200	0	0	1 212	1 872	0	0	923	1 066
Quantité d'azote présente dans le sol : initiale N_0	5 640	5 490	5 580	5 100	5 250	5 070	5 040	5 400	5 340	5 310	5 460
Quantité d'azote présente dans le sol : finale N	5 580	5 490	5 340	5 400	5 490	5 310	5 160	5 160	5 040	5 160	5 100
Variation de niveau azote $N - N_0$	0	0	— 240	+ 300	+ 240	+ 240	0	— 240	— 300	— 150	— 360

(1) Les teneurs initiales et finales de ces essais n'étant pas significativement différentes, la variation du niveau azote est considérée comme nulle.

Cette variation représente la variabilité du dosage de l'azote et du carbone sur un même échantillon. Elle est évidemment inférieure à la variabilité de la teneur en azote et en carbone entre parcelles d'un même traitement qui figure dans le tableau 3.

Pour le dosage de l'azote il a été vérifié que les variations de teneurs en azote minéral sont inférieures à la limite de précision du dosage de l'azote total du sol. Il en résulte que même si l'azote nitrique du sol disparaît en partie, au cours du dosage, il ne vient pas entacher d'erreur la valeur trouvée pour l'azote total.

Les teneurs en azote total étant déterminées avec beaucoup plus de précision que les teneurs en carbone, nous avons calculé les plus petites différences significatives pour chaque traitement, entre les teneurs initiales et finales en utilisant la méthode des couples valable dans le cas où les conditions d'uniformité sont respectées. Cette méthode constitue un cas particulier de la méthode des blocs lorsque le nombre de traitements est égal à deux. L'ensemble de ces résultats est présenté dans le tableau 3.

Il existe une corrélation positive entre la teneur en azote total et la teneur en carbone du sol : $r = 0{,}638$ avec $n = 33$ couples de valeurs, l'angle des droites de régression de y en x (courbe 1) et de x en y (courbe 2) traduit le degré de liaison. Ces résultats sont regroupés sur le diagramme de dispersion de la figure 1.

Cette corrélation est calculée à partir des valeurs moyennes des divers traitements pour chaque époque de prélèvement, soit sur les $n = 33$ valeurs moyennes figurant dans le tableau 2.

Le niveau de signification du coefficient de corrélation r testé à partir de la formule de Fisher

$$t = r \sqrt{(n - 2)\ (1 - n^2)}$$

où r est le coefficient de corrélation et n le nombre de couples de valeurs, donne une probabilité inférieure à 0,001 pour que l'hypothèse nulle soit vérifiée ; le coefficient de corrélation calculé ci-dessus apparaît donc comme significatif.

L'évaluation de la teneur en matière organique du sol peut donc indifféremment être faite à partir du dosage de l'azote ou du carbone. Étant donnée la précision plus grande du dosage de l'azote, il nous a semblé préférable de retenir cette dernière détermination.

II. — ANALYSE DES ÉLÉMENTS DU BILAN DE L'AZOTE DU SOL

Nous exprimerons les termes du bilan de l'azote du sol en kg d'azote présent par hectare dans la couche labourée 0-25 cm. La masse de terre fine présente dans cette couche de sol est très voisine de 3 000 tonnes par hectare.

L'objection pourrait être faite, que les variations dans la teneur en matière organique du sol sont fréquemment associées à des variations de la densité apparente du sol, et que les échantillons prélevés à une même profondeur à des instants différents ne sont pas comparables. Ceci serait vrai pour des sols de prairie ou pour les sols de forêt. Il n'en est pas de même pour les sols de culture qui sont relativement bien homogénéisés sur toute l'épaisseur de la couche labourée et nous pouvons considérer que pendant la durée de l'observation, la masse de terre fine reste voisine de 3 000 tonnes par hectare.

Une raison supplémentaire pour exprimer le bilan de la matière organique du sol en se référant à l'azote total, de préférence au carbone organique, est que nous pouvons ainsi plus facilement comparer les pertes ou les gains apparents en azote total du sol et les quantités apportées par les fumures organiques et minérales. Ces pertes ou ces gains apparents sont définis comme étant la différence entre les quantités d'azote présentes dans le sol au début et à la fin de l'expérience. Cette comparaison est plus délicate à faire lorsque les termes du bilan sont exprimés en carbone organique.

Le tableau 4 résume l'ensemble de ces résultats

Si nous analysons pour chaque dispositif les variations des teneurs en azote total du sol, nous pouvons constater que :

Sur le dispositif n° 13, les parcelles à fumure minérale voient leur niveau d'azote diminuer de manière appréciable. Pour une période de 12 ans, nous enregistrons une perte de 240 kg d'azote par hectare, soit une perte annuelle de 20 kg par hectare. Par contre, sur les parcelles « paille » avec ou sans azote, le niveau azote ne varie pas au cours de l'essai ; l'analyse statistique des résultats ayant montré par ailleurs (tabl. 1) l'absence de différence significative entre les teneurs initiales et finales.

Sur le dispositif n° 50, les résultats vont dans le même sens. Les pertes en azote sont plus importantes sur les parcelles à fumure minérale avec une perte annuelle de 28 kg d'azote par hectare. Il en est de même pour les parcelles « paille sans azote » et « fumier de bovins » avec respectivement des pertes annuelles de 23 et 18 kg d'azote par hectare.

Sur le dispositif n° 34, les parcelles à fumure organique montrent des gains d'azote assez importants : 20 kg d'azote par hectare et par an pour les parcelles « pailles + N.P.K. » ainsi que pour les parcelles « fumier d'ovins » et 25 kg d'azote par hectare par an pour les parcelles « fumier de bovins ». Par contre, alors que sur les deux autres dispositifs les parcelles à fumure exclusivement minérale montrent une perte annuelle comprise entre 20 et 28 kg par hectare sur ce dispositif, les parcelles du traitement « minéral » ne montrent pas de diminution dans la teneur en azote du sol. Les résidus de récolte sur les parcelles minérales sont alors suffisants pour maintenir constante la teneur en azote du sol. En effet, le niveau de fertilisation est beaucoup plus élevé pour le traitement « fumure minérale » du dispositif n° 34 avec 312 kg d'azote par hectare pour une période de deux ans, alors que pour cette même période, elle n'est que de 164 et 200 kg par hectare pour les traitements « fumure minérale » des dispositifs 50 et 13.

Nous voyons donc apparaître deux aspects de l'évolution de la teneur en azote du sol :

1° En valeur relative, c'est-à-dire en comparant entre eux les différents traitements d'un même dispositif, l'ordre de classement par rapport aux variations du niveau azote du sol, reste toujours le même. A égalité d'apports d'azote, d'acide phosphorique et de potasse, les traitements à fumure exclusivement minérale s'appauvrissent plus vite que les traitements à base de fumier, les fumures à la paille donnent des valeurs intermédiaires.

2° En valeur absolue, c'est-à-dire en comparant entre eux, pour un même traitement, les différents dispositifs les variations dépendent essentiellement de l'intensité de la fumure.

Pour les fumures organiques ces variations peuvent être :

— Négatives, correspondant à une perte en azote du sol, c'est le cas des traitements paille enfouie sans complément minéral et des traitements fumier du dispositif n° 50 pour des apports respectifs de 18,6 et 89 kg d'azote organique par hectare et par an.

— Nulles, c'est le cas des traitements paille avec ou sans complément minéral d'azote du dispositif n° 13 pour des apports de 40 kg d'azote organique par hectare et par an.

— Positives, correspondant à un gain en azote du sol, c'est le cas des traitements « fumiers d'ovins », de « bovins » et « paille » du dispositif n° 34, pour des apports respectifs de 192, 139 et 56 kg d'azote organique par hectare et par an.

Cette observation se confirme également pour les traitements à fumure exclusivement minérale où les traitements « fumure minérale » des dispositifs n° 50 et n° 13, pour des apports respectifs de 82 et 100 kg d'azote par hectare et par an, accusent une baisse sensible dans la teneur en azote du sol, alors que sur le dispositif n° 34, pour un apport annuel de 156 kg d'azote minéral, la teneur en azote du sol ne montre pas de variation significative pendant la durée de l'essai.

III. — ÉTUDE CINÉTIQUE DE L'ÉVOLUTION DE L'AZOTE TOTAL DES SOLS

De nombreuses formules ont été proposées pour représenter l'évolution de la matière organique du sol, ou de ses constituants : carbone organique et azote total, (HÉNIN et *al.*, 1945 et 1959 ; WOODRUFF, 1949 ; KIRKHAM, 1955 ; GREENLAND, 1959 ; BARTHOLOMEW, 1960 ; LAUDELOUT, 1960). Elles reposent toutes sur l'équation écrite par JENNY (1941)

$$dN/dt = A - aN \qquad (1)$$

— A est le taux d'apport des matières organiques dans le sol exprimé en kg d'azote organique apporté par hectare et par an.

— N est la teneur en matière organique du sol exprimée en kg d'azote organique par hectare.

— a est la constante de vitesse d'évolution de la matière organique.

— t est le temps exprimé en années.

Cette équation, qui s'apparente étroitement à l'équation de vitesse du premier ordre en cinétique chimique, représente une simplification notable de la situation mais peut être utilisée pour une première analyse de l'état non stationnaire.

En séparant les variables et en intégrant l'équation (1) on obtient :

$$\text{Log}\left(N - \frac{A}{a}\right) = -at + \text{cte.}$$

Si l'on indique l'équation (1) dans les limites de temps t_0 et t auxquelles correspondent respectivement les valeurs N_0 et N de la teneur en matière organique du sol, l'équation intégrée devient :

$$\text{Log}\left(N - \frac{A}{a}\right) - \text{Log}\left(N_0 - \frac{A}{a}\right) = -at$$

ou encore

$$\frac{aN - A}{aN_0 - A} = e^{-at} \qquad (2)$$

En résolvant par rapport à A, on obtient :

$$A = \frac{a}{e^{-at} - 1}\,(N_0 e^{-at} - N)$$

Nous avons résolu graphiquement (fig. 2) cette équation, dans le cas de l'azote total, pour $t = 12$ ans, en donnant à a des valeurs comprises entre 0,001 et 0,050 et en prenant pour N_0 la valeur de 5 400 kg d'azote par hectare.

En reportant sur ce graphique, pour chacun des traitements, la valeur de la variation du niveau azote : $N - N_0$ et la valeur de la quantité A d'azote organique apportée par hectare et par an, il est possible de déterminer la constante de vitesse d'évolution de l'azote total du sol pour chacun des types de fumure et pour chaque dispositif expérimental.

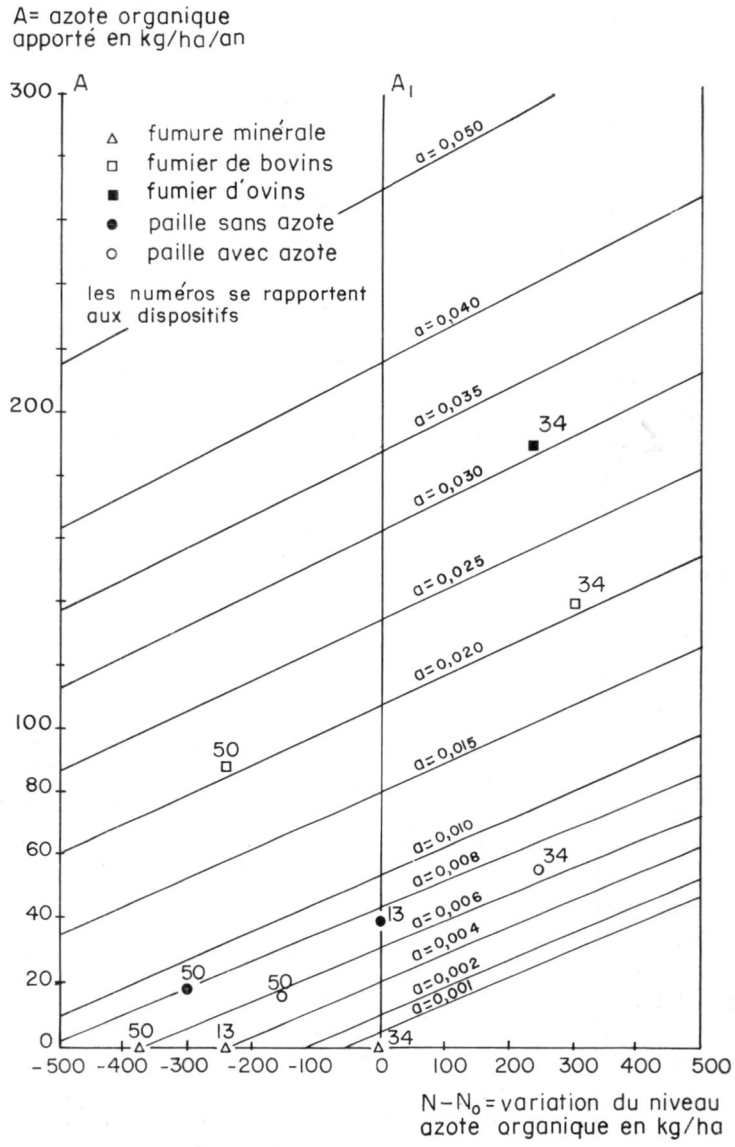


FIG. 2. — *Cinétique d'évolution de l'azote total du sol.*

La valeur de la constante *a* ainsi déterminée est donnée dans le tableau 5.

Il ne faut cependant pas oublier que cette méthode de calcul, si elle donne une apparence de rigueur, fait appel à des hypothèses supposant une certaine constance

des paramètres dans un milieu donné et à l'existence d'une proportionnalité entre les quantités de substances détruites et les stocks du milieu. Il faut voir essentiellement dans ces calculs, à côté des « valeurs de prévision et de description qu'ils peuvent avoir » ainsi que l'écrivaient HÉNIN et *al.* (1959), la possibilité d'une meilleure critique et d'une meilleure analyse des faits expérimentaux en définissant séparément les diverses caractéristiques de la cinétique des éléments considérés.

TABLEAU 5

Évolution de l'azote total du sol

Nature des fumures organiques		Quantité d'azote organique apportée (N kg/ha/an = A)	Variation du niveau azote (kg/ha N — N_0)	Constante d'évolution de l'azote total du sol (= *a*)	Quantité d'azote à apporter pour maintenir le dispositif à l'équilibre (N kg/ha/an = A_1)
Fumure minérale	Dispositif n° 50	0	— 360	0,006	32
	Dispositif n° 13	0	— 240	0,004	20
	Dispositif n° 34	0	0	< 0,001	0
Paille sans azote	Dispositif n° 50	18,6	— 300	0,008	44
	Dispositif n° 13	40	0	0,007	40
Paille avec azote	Dispositif n° 50	18,6	— 150	0,006	32
	Dispositif n° 13	40	0	0,007	40
	Dispositif n° 34	56	+ 240	0,007	35
Fumier bovins	Dispositif n° 50	89	— 240	0,020	110
	Dispositif n° 34	139	+ 300	0,020	110
Fumier ovins	Dispositif n° 34	192	+ 240	0,032	160

On constate qu'il existe pour chaque type de fumure utilisé, dans les conditions du sol où ont été établis ces essais, un coefficient *a* déterminé. Pour les fumiers d'ovins, riches en matières organiques facilement décomposables, le coefficient *a* prend les valeurs les plus élevées ($a = 0{,}032$), les fumiers de bovins apportant respectivement, sur les dispositifs 34 et 50, 139 et 89 kg d'azote par hectare et par an, donnent une valeur identique du coefficient $a = 0{,}020$. Pour les pailles, plus difficilement minéralisables, sur l'ensemble des dispositifs, la valeur *a* est comprise entre 0,006 et 0,008, les apports d'azote dus aux pailles étant compris entre 18 et 56 kg l'azote par hectare et par an.

Nous pouvons à partir du graphique (fig. 2) déterminer les quantités d'azote organique à apporter à partir des différentes fumures utilisées pour que l'équilibre humique du sol soit maintenu :

L'intersection du faisceau des droites *a* avec la parallèle à l'axe des *y* menée du point d'abscisse $N - N_0 = 0$ fournira la valeur cherchée, soit A_1 (fig. 2).

Pour les fumiers sans complément minéral, nous obtenons les résultats suivants :

Avec les fumiers d'ovins, il faut fournir des quantités relativement importantes d'azote organique pour maintenir les dispositifs à l'équilibre soit 160 kg d'azote par hectare et par an. Le fumier d'ovins ayant une teneur moyenne de 1,10 p. 100

d'azote il faudrait donc des apports de 15 tonnes par hectare et par an : on notera alors la faible participation de l'azote de cette fumure au maintien humique du sol.

Les fumiers de bovins, pour les dispositifs 34 et 50 donnent exactement la même valeur d'azote organique à fournir, soit 110 kg par hectare et par an, ce qui correspond à un apport de 20 tonnes. La teneur moyenne en azote total des fumiers de bovins utilisés étant de 0,55 p. 100, il est donc nécessaire, pour maintenir l'équilibre humique du sol, d'effectuer des apports de matière organique plus importants.

Pour les pailles, les valeurs ainsi déterminées sont plus variables. Pour les pailles sans complément minéral azoté, elles avoisinent 40 à 44 kg d'azote par hectare et par an, soit 10 tonnes de paille. Pour les pailles avec complément minéral azoté, elles sont comprises entre 32 et 35 kg d'azote par hectare et par an, soit 8 tonnes de paille. Dans ce dernier cas, les résidus de récolte plus importants doivent contribuer pour une plus large part au maintien du niveau azote du sol.

Pour les parcelles à fumure exclusivement minérale, nous voyons apparaître un fait important, la constante de vitesse a est essentiellement fonction du niveau de fertilisation minérale adopté. En effet sur le dispositif n° 50 où l'azote apporté par la fumure minérale est de 82 kg par hectare et par an, la constante a a pour valeur 0,006. Sur le dispositif n° 13 où l'azote minéral apporté par la fumure minérale est de 100 kg par hectare et par an, la valeur a est de 0,004 ; pour le dispositif n° 34 où l'azote minéral apporté est de 156 kg par hectare et par an, la valeur a est inférieure à 0,001, l'équilibre du bilan de l'azote total du sol est pratiquement assuré en absence de toute fumure organique.

IV. — DISCUSSION

Pendant la durée de ces essais la teneur en azote total des différents traitements s'est maintenue à un niveau relativement élevé, compris entre 1,65 et 1,90 pour mille.

L'analyse des éléments du bilan azote total, nous montre que, suivant le niveau de fertilisation adopté, l'évolution du niveau azote total du sol peut présenter de grandes variations. Sur les dispositifs où le niveau de fertilisation est bas, ce sont les parcelles minérales qui s'appauvrissent le plus vite (dispositifs n° 13 et n° 50). Par contre, dans le cas d'une fertilisation importante, l'équilibre du bilan azote total du sol peut être maintenu sur un dispositif où les fumures sont uniquement des fumures minérales. Sur le dispositif n° 34, nous avons montré que l'équilibre du bilan de l'azote était assuré pour un apport de 156 kg d'azote minéral par hectare et par an.

Nous avons pu également déterminer les quantités d'azote à apporter à partir des diverses fumures organiques utilisées pour maintenir l'équilibre du bilan azote total du sol. Pour les fumiers d'ovins il faut fournir 160 kg d'azote par hectare et par an : avec les fumiers de bovins, ces quantités sont plus faibles : 110 kg par hectare et par an. Pour les pailles, les quantités d'azote organique sont de l'ordre de 40 kg par hectare et par an.

Le taux apparent de déperdition de l'azote du sol, c'est-à-dire la variation du niveau azote par unité de temps, est particulièrement intéressante à considérer dans le cas des parcelles à fumures exclusivement minérales, car il met nettement en évidence l'influence de la fumure minérale sur le bilan de l'azote du sol.

En effet, le taux apparent de déperdition de l'azote du sol est d'autant plus faible que le niveau de fertilisation minérale azotée est plus élevé ainsi que le montrent les résultats suivants :

Dispositif n°	Fumure minérale (N/kg/ha/an)	Variation du niveau azote du sol N — N_0 (kg d'azote par ha)	Taux apparent de déperdition de l'azote du sol
50	82	— 360	0,006
13	100	— 240	0,004
34	156	0	< 0,001

Le taux annuel de déperdition de l'azote du sol ainsi calculé présente pour ces divers essais des valeurs beaucoup plus faibles que celles admises habituellement. HÉNIN et DUPUIS (1945) d'une part et MOREL et *al.* (1956) d'autre part trouvent des coefficients de déperdition de l'azote du sol compris entre 1 et 2 p. 100. Dans nos essais sous les conditions du climat méditerranéen, en culture irriguée sur des sols argilo-calcaires, la quantité d'azote du sol qui se détruit annuellement dans les parcelles à fumure minérale est inférieure à 0,6 p. 100 et varie considérablement suivant le niveau de fertilisation minérale adopté.

Un point particulier également intéressant à examiner, est l'évolution du rapport C/N. Si nous nous reportons au tableau 2 nous constatons que les valeurs du rapport C/N sont restées remarquablement constantes pendant la durée de ces essais ; elles sont comprises entre 9,0 et 9,9. Ces résultats sont très voisins de ceux obtenus à ROTHAMSTED (RUSSEL, 1961) et à GRIGNON (MOREL et *al.* 1956) :

Parcelles sans engrais organique	C °/₀₀	N °/₀₀	C/N
Rothamsted depuis 1842	11,0	1,20	9,0
Grignon depuis 1871	10,1	1,18	8,55
Grasse depuis 1948 (dispositif 34)	15,7	1,72	9,1
Parcelles fumier de ferme	C °/₀₀	N °/₀₀	C/N
Rothamsted depuis 1948, 35 t/ha/an	22,3	2,20	10,1
Grignon depuis 1929, 10 t/ha/an	14,5	1,61	9,0
Grasse depuis 1948, 25 t/ha/an (dispositif 34)	16,9	1,80	9,4

La matière organique « liée » caractéristique de l'humus, constitue dans ces sols la fraction la plus importante des matières organiques présentes. En effet, MONNIER (1958) a montré que la matière organique « liée » caractéristique de l'humus, se définit par un rapport C/N compris entre 9 et 11. Les matières organiques libres, ou labiles, ont un rapport C/N 2 à 3 fois plus élevé que celui des matières organiques liées.

Dans les sols du Jardin d'Essais de Grasse, sur l'ensemble des dispositifs, nous avons un rapport C/N compris entre 9,0 et 9,9. On est donc en droit de considérer

dans ces sols que la matière organique « liée » constitue la fraction la plus importante de la matière organique totale du sol, ce qui confirme les données expérimentales concernant la minéralisation de l'azote du sol sous climat méditerranéen (DROUINEAU, 1951), qui ont montré que la matière organique libre apportée au sol évolue très rapidement vers des formes minérales, le stock de matière organique labile restant négligeable.

Il peut être intéressant de comparer les quantités de carbone apportées par les diverses fumures organiques, aux quantités de carbone restant dans le sol après 12 ans.

Nous préciserons d'abord les valeurs du rapport C/N des diverses fumures, telles qu'elles résultent des analyses effectuées sur 6 années consécutives : pour les fumiers d'ovins le rapport C/N a pour valeur 19, avec les fumiers de bovins ce rapport est de 22 et pour la paille il atteint 120.

Nous nous limiterons au cas où l'équilibre du bilan azote total est assuré, c'est-à-dire, le cas où l'azote minéralisé du sol a été compensé par l'organisation d'une quantité égale d'azote minéral, Ces quantités ont été déterminées précédemment à partir du graphique 2. Dans ces conditions, la masse de carbone organique apportée par les fumures, nous est donnée par le produit de la quantité d'azote organique à apporter et du rapport carbone/azote de cette matière organique.

Pour les fumiers d'ovins nous avons ainsi un apport de 3 040 kg de carbone par hectare et par an. Pour les fumiers de bovins cet apport est de 2 420 kg par hectare et par an. Pour les fumures à la paille nous avons 4 800 kg. Étant donné que toutes ces matières organiques évoluent pour aboutir à une matière organique stabilisée ayant un rapport carbone/azote de l'ordre de 9,5, la masse de carbone restant dans le sol pour les apports que nous venons d'indiquer, sera pour le fumier d'ovins 1 520 kg par hectare, pour le fumier de bovins 1 040 kg par hectare et pour la paille 380 kg par hectare.

Si l'on rapproche ces valeurs de la quantité d'azote minéral (156 kg par hectare et par an) nécessaire pour assurer l'équilibre du bilan azote total sur les parcelles à fumure exclusivement minérale, on constate que l'apport d'engrais minéraux s'accompagne de la fourniture au sol de 1 480 kg de carbone de la matière organique stabilisée, puisque le rapport carbone/azote reste constant.

Une fumure minérale importante apparaît donc comme susceptible, par les élévations de rendement qu'elle provoque, d'améliorer notablement le bilan de la matière organique du sol, soit en augmentant les résidus de récolte, soit en réduisant la fourniture propre de l'azote nitrique du sol, si l'on se refère aux résultats de GADET et *al.* (1962).

Le coefficient isohumique, pour le carbone, étant défini comme la fraction de carbone de la matière organique fraîche transformée en carbone du sol, correspond alors aux valeurs suivantes :

Fumure	Coefficient isohumique
Paille	0,08
Fumier de bovins	0,57
Fumier d'ovins	0,50

Le coefficient d'utilisation du carbone de ces matières organiques apparaît donc d'autant plus faible que le rapport carbone/azote est plus élevé.

Il n'est pas possible de pousser plus loin l'analyse des éléments du bilan de l'azote total du sol, en se limitant aux techniques classiques de l'analyse chimique et en déterminant les pertes en carbone et en azote à partir des variations de teneurs en ces éléments en fonction du temps. En effet l'équation cinétique :

$$dN/dt = A - aN$$

représente de manière globale l'équation d'évolution de l'azote total du sol. Seules les méthodes isotopiques utilisant le ^{14}C (JENKINSON, 1963) ou le ^{15}N (JANSSON, 1963) sont susceptibles de permettre la détermination des valeurs réelles des paramètres de l'équation d'évolution des diverses fractions de la matière organique du sol.

Reçu pour publication en janvier 1966.

SUMMARY

OBSERVATIONS ON THE LONG-TERM ACTION OF ORGANIC AND MINERAL FERTILIZERS IN THE MEDITERRANEAN CLIMATE

II. ACTION OF THE BALANCE ON THE TOTAL NITROGEN IN THE SOIL

We studied the long-term development of the total Nitrogen balance in the soil, on devices which had received the same quantities of Nitrogen, Phosphoric Acid and Potassium, at different levels of fertilizing.

These devices were mainly planted with vegetables, but no special crop rotation was planned.

As long as the trials lasted (12-13 years), the total Nitrogen content maintained itself at a relatively very high level, between 1, 65 and 1,90 per 1 000, and the C/N ratio kept a constant value close to 9,50. The study of the total Nitrogen balance in the soil shows that, according to the fertilizing level, the development undergoes very large modifications.

For the same quantities of Nitrogen, Phosphoric Acid and Potassium put into the soil — whatever the level of fertilizing may be — the organic fertilizers are the ones to ensure in the easiest way, the equilibrium of the balance of the organic matter in the soil. In the case of a large mineral fertilizing, which brings to the soil important quantities of Nitrogen — more than 156 kg/ha/year in the example considered —, it is however possible to maintain the total Nitrogen balance in equilibrium, by using only mineral fertilizers.

The determination of the rate of the Nitrogen destruction in the soil shows, on one hand, that in the different devices, the amount of Nitrogen annually destroyed lies under 0,6 per 100, and on the other, that the destruction speed is directly influenced by the level of the mineral fertilizing. The annual rate of destruction of the soil Nitrogen lessens as the mineral fertilizing increases.

ZUSAMMENFASSUNG

BEOBACHTUNGEN ÜBER DIE WIRKUNG AUF LANGE SICHT ORGANISCHER UND MINERALISCHER DÜNGUNG UNTER DEM MITTELMEERKLIMA

II. WIRKUNG AUF DIE BILANZ DES GESAMTSTICKSTOFFS IM BODEN

Wir untersuchten die Entwicklung auf lange Sicht der Bilanz des Gesamtstickstoffs im Boden auf Anlagen mit gleichen Stickstoff-Phosphorsäure-und Kaligaben für verschiedene Düngerstufen. Diese Anlagen wurden hauptsächlich mit Gemüse bepflanzt, jedoch wurde keine bestimmte Fruchtfolge vorgesehen.

Während der Dauer des Versuchs (12 und 13 Jahre) hielt sich der Gesamtstickstoffgehalt des Bodens auf einem relativ sehr hohen Niveau, zwischen 1,65 und 1,90 p. 1 000, und das Verhältnis C/N behielt einen konstanten Wert um 9,50. Die Untersuchung der Bilanz des Gesamtstick-

stoffs des Bodens zeigt, dass je nach dem Düngungsniveau die Entwicklung sehr grossen Veränderungen unterliegt.

Für eine gleiche Stickstoff- Phosphorsäure- und Kaligabe, gleich von welchem Niveau, sichern die organischen Düngungen am leichtesten das Gleichgewicht der Bilanz der organischen Masse des Bodens. Es ist jedoch möglich, im Falle einer starken mineralischen Düngung, die dem Boden über 156 kg N/Ha und pro Jahr zuführt, die Gesamtstickstoffbilanz im Gleichgewicht zu halten, indem nur mineralische Düngungen zur Anwendung kommen.

Die Bestimmung der Zerstörungsrate des Bodenstickstoffs zeigt einerseits für die verschiedenen Anlagen, dass die Stickstoffmenge, die alljährlich zerstört wird, unter 0,6 p. 100 liegt, und andrerseits dass die Zerstörungsgeschwindigkeit direkt vom Niveau der mineralischen Düngung beeinflusst wird. Die jährliche Zerstörungsrate des Bodenstickstoffs ist desto schwächer als die mineralische Düngung ein höheres Niveau erreicht.

Наблюдения за долгосрочными эффектами органических и минеральных удобрений в средиземноморском климате.

II. *Действие на балланс общего азота почв.*

Ж. МЮЛЛЕР.

РЕЗЮМЕ

Автор изучал долгосрочную эволюцию балланса общего азота почвы при диспозиции, в которой, равенство подкормок азотом, фосфорной кислотой и калием было реализовано при различных уровнях органического удобрения. Диспозиции эти несли преимущественно огородные культуры, для каждой из которых не было предвидено определенного севооборота. На всем протяжении опытов (12-13 лет) содержание валового азота почвы оставалось на довольно высоком уровне, между 1,65 и 1,90 % а соотношение C/N на уровне постоянном, равном приблизительно 9,50. Анализ элементов балланса валового азота почвы показал что эволюция может претерпевать значительные изменения, в зависимости от уровня внесенного удобрения.

При одинаковой подкормке азотом, фосфорной кислотой и калием, внесение органических удобрений наиболее легко способствовало установлению равновесия в балансе органического вещества почвы, каковбы ни был принятый уровень внесенных удобрений. В случае значительной минеральной подкормки, доставляющей почве количества азота превышающие 156 кг/га/в год, есть однако возможность поддержать равновесие балланса валового азота в разсматриваемом примере, применяя исключительно минеральное удобрение.

Определение средних величин разрушения азота почвы показало, с одной стороны, что на разных диспозициях количество разрушенного азота почвы не достигает 0,6 %, а, с другой, — что скорость разрушения находится в прямой зависимости от уровня внесенного минерального удобрения. Валовое количество разрушенного за год почвенного азота тем менее значительно, чем выше уровень внесенных минеральных подкормок.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BARTHOLOMEW W. V., KIRKHAM D., 1960. Mathematical description and interpretation of cultured induced soil nitrogen changes. *7th Inter. Congr. Soil Sci.*, Madison, **3**, 2, 471-477.

DROUINEAU G., LEFÈVRE G., 1949. Première contribution à l'étude de l'azote minéralisable dans les sols. *Ann. agron.* **19**, 518-536.

DROUINEAU G., LEFÈVRE G., 1951. Variations saisonnières de la teneur en azote minéral dans un sol calcaire soumis au climat méditerranéen. *Ann. agron*, **2**, 1-12.

GADET R., SOUBIÈS L., 1962. Le bilan de l'azote dans les sols. Expérimentation de longue durée en cases lysimétriques et utilisation de l'isotope stable de l'azote ^{15}N. *C. R. Acad. Agric.*, **48**, 145-153.

GREENLAND D. J., NYE P. M., 1959. Increases of the carbon and nitrogen tropical soil under natural fallows. *J. Soil Sci.*, **10**, 284-299.

HÉNIN S., DUPUIS M., 1945. Essai de bilan de la matière organique du sol. *Ann. agron*, **15**, 17-29.

HÉNIN S., MONNIER G., TURC L., 1959. Un aspect de la dynamique des matières organiques du sol. *C. R. Acad. Sci.*, Fr. **248**,, 138-141.

JANSSON S. L., 1963. Experimental technique with isotope N^{15}. *Food Agric. Org. U. N. Rep. Tech. Meet*: Use of isotopes in soil organic matter studies.

JENKINSON D. S., 1963. The Turnover of organic matter in soil. *Food Agric. Org. U. N. Rep. Tech. Meet*: Use of isotopes in soil organic matter studies.

JENNY H., 1941. *Factors of soil formation.* Mc Graw Hill Book Co.

KIRKHAM D., BARTOLOMEW W. V., 1955. Equations for following nutrient transformation in soil, utilizing tracer date. *Soil Sci. Proc. Amer.*, **19**, 189-192.

LAUDELOUT H., MEYER J., PETERS A., 1960. Les relations quantitatives entre la teneur en matières organiques du sol et le climat. *Agricultura*, Louvain, **8**, 103-140.

MONNIER G., 1958. Mécanisme de l'enrichissement en matières organiques d'un sol de prairie. *C. R. Acad. Sci.*, **247**, 1769-1771.

MOREL R., RICHER A., MASSON P., 1956. Évolution du taux de matière organique du sol sous le climat parisien. *6e Congr. Sci. Sol*, **2**, 805-810.

RUSSEL WALTER E., 1961. *Soil conditions and plant growth.* Longmans Ed., p. 277.

WOODRUFF C. M., 1949. Estimating the nitrogen delivery of soil from the organic matter determination as reflected by Sanborn field. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **14**, 208-211.

Ann. agron., 1966, **17** (1), 37-52.

ACTION DES COMPRESSIONS SUR LA STRUCTURE D'UN SOL

W. HUTTER

Laboratoire des Sols,
Centre national de Recherches agronomiques, 78–Versailles

SOMMAIRE

Le comportement structural de pâtons de terre obtenus par compression d'une masse d'agrégats de diamètre compris entre 1 et 2 mm est étudié. Au début de la compression le pâton se comporte comme un assemblage d'agrégats puis, si la compression augmente, le pâton tend à se comporter comme un gros agrégat unique. La signification de ces observations est discutée.

INTRODUCTION

Diverses observations faites dans le milieu naturel conduisent à penser que, dans certaines conditions, la dégradation de la structure du sol en place s'effectue selon des processus excluant la dislocation des agrégats terreux par action de l'eau (mécanisme d'éclatement) et la dispersion des éléments fins. Les faits observés suggèrent un effet de compression résultant soit de charges appliquées sur le sol (machines agricoles, animaux), soit même de pressions développées par le gonflement et le retrait accompagnant les variations de l'humidité du sol. Cet effet suppose que, sous la pression exercée, les agrégats terreux s'agglomèrent pour former des éléments structuraux de plus grandes dimensions, le phénomène pouvant aller jusqu'à la reprise en masse d'une certaine couche de sol.

Nous avons tenté de reproduire ce phénomène au laboratoire. Au centre d'un pâton façonné avec de la terre humide (terre 101, voir § 1-1) est placée une capsule en caoutchouc contenant une quantité connue de mercure. La capsule est reliée à un tube de verre horizontal traversant le pâton. Le niveau de ce tube est réglé de façon à ce que, au départ de l'expérience, le mercure affleure le tube sans s'écouler vers l'extérieur du pâton. La hauteur maxima à laquelle doit s'élever le mercure

pour s'écouler est de 2 cm environ. Le pâton de terre est alors abandonné à la dessiccation dans l'atmosphère du laboratoire. Au fur et à mesure de la dessiccation du pâton de terre, du mercure s'écoule par le tube, montrant ainsi que le volume de la capsule de caoutchouc diminue à mesure que le pâton de terre se dessèche.

Si l'on reprend le même dispositif en remplaçant le tube horizontal par un tube vertical de faible diamètre intérieur, on peut constater qu'au fur et à mesure que le pâton de terre se dessèche le mercure s'élève dans le tube de verre. La capsule de caoutchouc, dont la variation de volume est limitée, subit donc une pression croissant à mesure que la dessiccation du pâton de terre se poursuit.

Ces observations montrent ainsi que sous l'effet du retrait du pâton de terre, la capsule de caoutchouc subit une diminution de volume équivalente au retrait de la terre. Mais si la variation de volume de la capsule est empêchée ou au moins limitée, une pression se développe qui croît à mesure de la dessiccation du pâton de terre.

Si l'on considère le fait que, dans une motte de terre, la dessiccation s'effectue progressivement de l'extérieur vers l'intérieur, il paraît donc admissible de penser que, au cours de la dessiccation de la motte, les couches internes encore humides peuvent être soumises à une compression par le retrait des couches externes qui se dessèchent plus rapidement.

Une certaine quantité d'agrégats humides de diamètres compris entre 1 et 2 mm est placée au centre du pâton façonné avec de la terre fine humide. Après dessiccation le pâton est brisé. Il est alors possible de constater que, dans certains cas, les agrégats placés au centre du pâton tendent à s'agglomérer pour former un agrégat unique de plus grandes dimensions. Un effet de compression provoqué par le retrait consécutif à la dessiccation paraît donc tout à fait plausible. Toutefois dans les conditions où nous opérions, cet effet restait assez difficilement reproductible. Le résultat paraissait dépendre à la fois de l'humidité et du tassement initiaux des agrégats. Nous avons alors soumis des agrégats à une compression dans un cylindre rigide. Sous certaines conditions la masse d'agrégats s'agglomérait pour former un pâton tendant à se comporter comme un gros agrégat unique. L'effort nécessaire pour obtenir ce résultat dépendait de l'humidité initiale des agrégats.

Ces observations permettent d'accorder une certaine vraisemblance à l'hypothèse d'un processus d'évolution de la structure du sol mettant en jeu un effet de compression. Nous nous sommes ainsi proposés d'étudier de façon plus systématique cette action.

I. — PROTOCOLE EXPÉRIMENTAL

Dans une première série d'essais, les mesures ont servi à l'établissement de courbes de compression figurant la variation de volume et de porosité d'une colonne de terre composée d'agrégats de diamètre compris entre 1 et 2 mm sous des charges croissantes.

La deuxième série d'essais étudiait le comportement structural de pâtons de terre obtenus par compression d'une masse d'agrégats de diamètre compris entre 1 et 2 mm.

La confrontation des deux séries de résultats devait permettre, en particulier, de vérifier que les charges mises en jeu restaient compatibles avec les pressions susceptibles de s'exercer dans les conditions naturelles.

1. *Les Terres expérimentées*

Les trois terres, dont les caractéristiques sont données dans les tableaux suivants, ont été choisies pour les essais.

Terres	Teneurs en % de terre sèche							Densité spécifique
	Argile 0-2 μ	Limon 2-20 μ	Sables			Matière organique	Calcaire	
			20-50 μ	50-200 μ	> 200 μ			
122	15,5	24,5	49,0	4,3	2,7	0,9	0,0	2,65
118	30,9	24,6	41,0	1,2	1,5	0,8	0,0	2,72
101	60,7	28,7	1,8	0,9	1,1	3,4	1,4	2,75

Terres	Humidités en % de terre sèche					Essai de compression simple sur agrégats de 1 à 2 mm saturés d'eau. Charge de rupture d'un agrégat en g
	Limite de retrait	Limite de plasticité	Capacité au champ	Limite de liquidité	Indice de plasticité	
122	23,7	21,1	25,0	29,5	8,4	2,0
118	21,6	18,9	30,0	36,4	17,5	2,4
101	28,2	34,6	59,0	66,6	32,0	4,1

Les échantillons ont été séchés à l'air, broyés et passés au tamis de 2 mm. Les agrégats de diamètre compris entre 1 et 2 mm ont été séparés par tamisage. Ces agrégats que nous désignerons par « agrégats initiaux » constituent le matériel d'expérience.

Les agrégats initiaux sont humectés avec précaution de façon à éviter leur détérioration. Pour chaque terre et dans chacune des deux séries d'essais, deux humidités ont été retenues, l'une proche de la limite de liquidité, l'autre voisine de la limite de plasticité.

2. *Essais de compression*

Les agrégats initiaux amenés à l'humidité choisie sont versés dans un récipient cylindrique rigide, en opérant de manière à réaliser un remplissage homogène sans tassement. Un piston entrant à frottement doux dans le cylindre permet d'effectuer la compression.

Dans les essais rapportés ici, la compression est donc opérée sans expansion latérale de l'échantillon.

L'appareil de compression est constitué par un levier du deuxième genre, dont le bras porte un chariot auquel peuvent être accrochés des poids. La variation de la charge appliquée sur le piston est obtenue en déplaçant le chariot et en changeant les poids.

Le cylindre rempli d'agrégats et muni du piston est placé sous l'appareil de compression et la première charge est appliquée. Lorsque l'équilibre est atteint, la hauteur de la colonne de terre contenue dans le cylindre est mesurée. Puis la deuxième charge est appliquée, et ainsi de suite. Les mesures ainsi obtenues, reportées sur un graphique, permettent de tracer la courbe d'affaissement de la colonne de terre sous des charges croissantes.

3. *Appréciation du comportement structural*

Dans la deuxième série d'essais, le piston a été muni d'une collerette venant, en fin de compression, prendre appui sur le bord supérieur du cylindre. Ceci permet de confectionner des pâtons de terre de hauteur et de volume égaux et constants, mais correspondant à des taux de compression variables.

Les pâtons obtenus par compression d'un poids connu d'agrégats initiaux sont pesés, séchés, pesés à nouveau et soumis aux tests de comportement structural.

L'observation visuelle donne déjà des indications intéressantes. Ainsi, l'aspect des surfaces de rupture permet de classer les pâtons sur une échelle allant du pâton peu cohérent où l'on retrouve les agrégats initiaux presque intacts jusqu'au pâton très cohérent formant une masse continue homogène.

Mais il était aussi désirable de disposer d'un test fournissant une appréciation quantitative du comportement structural des pâtons. Au cours d'un précédent travail, nous avions observé que le mode de fragmentation de mottes de terre, plongées dans l'eau après avoir été vidées de l'air qu'elles contenaient, était en étroite relation avec la structure de ces mottes appréciée par observation visuelle. En opérant avec des mottes naturelles et avec des pâtons de terre confectionnés de diverses façons, nous avons retrouvé cette corrélation. Nous avons ainsi adopté le test suivant pour apprécier le comportement structural des pâtons obtenus par compression.

Les pâtons séchés à l'air sont plongés dans l'eau après avoir été vidés de l'air qu'ils contenaient. Au bout d'un temps suffisant (35 mn) pour que les pâtons aient été entièrement humectés, le mode de fragmentation des pâtons est apprécié par tamisage et pesée des fractions définies par deux diamètres limites. Les fractions comprises entre 1 et 2 mm et supérieures à 2 mm sont séparées par tamisage sous l'eau, séchées et pesées. La fraction supérieure à 2 mm est reprise et un tamisage à sec sépare les fractions comprises entre 2 et 5, 5 et 10, et plus grandes que 10 mm.

Le dispositif de traitement par l'eau est constitué par un dessiccateur dont le couvercle porte un bouchon traversé par une tige métallique et par une tubulure reliée à une trompe à eau. Des béchers, emplis aux 2/3 d'eau, sont placés dans le dessiccateur. Des godets de carton retenus par une tige de verre sont posés sur les béchers. Les pâtons de terre sont déposés sur ces godets. Le dessiccateur est fermé et la trompe à eau fait le vide. Après 24 à 48 h, à l'aide de la tige métallique manœuvrée de l'extérieur, les pâtons de terre sont précipités dans l'eau du bécher, à intervalles de temps correspondant à la durée des opérations de tamisage. Après un temps de trempage suffisant (35 mn), la pression atmosphérique est rétablie, le dessiccateur est ouvert et l'on procède au tamisage puis à la pesée des fractions recueillies.

II. — RÉSULTATS EXPÉRIMENTAUX

1° *Essais de compression*

Les résultats sont présentés sur les graphiques 1, 2 et 3.

Le graphique 1 porte en abscisse la charge exprimée en kg/cm^2, en ordonnée la hauteur de la colonne de terre pour une quantité d'agrégats initiaux humides correspondant à un poids constant de 35 g de terre sèche. Il montre la progression de l'affaissement à mesure que la charge augmente. La comparaison des courbes correspondant à deux humidités initiales différentes montre au départ une différence considérable de volume, de sorte qu'à un volume apparent égal correspond un taux de compression variable avec l'humidité.

Sur le graphique 2 nous avons porté en ordonnée le rapport du volume apparent mesuré « V » de la colonne de terre au volume réel calculé « Vr » de la terre humide (volume qui représente, ainsi que nous l'avons vérifié, le volume réel occupé par des agrégats initiaux). Ce rapport V/Vr diminue à mesure que la compression augmente. Un rapport V/Vr = 1 signifie que le volume apparent de la colonne de terre devient égal au volume réel de la terre humide, ceci quelle que soit l'humidité initiale. Il est clair que la compression ne peut se poursuivre au-delà de ce point que s'il y a expulsion d'une certaine quantité d'eau. Ce qui est bien constaté au cours des essais.

La différence entre le volume apparent de la colonne de terre et le volume réel de la terre humide représente le volume des vides existant entre les agrégats initiaux,

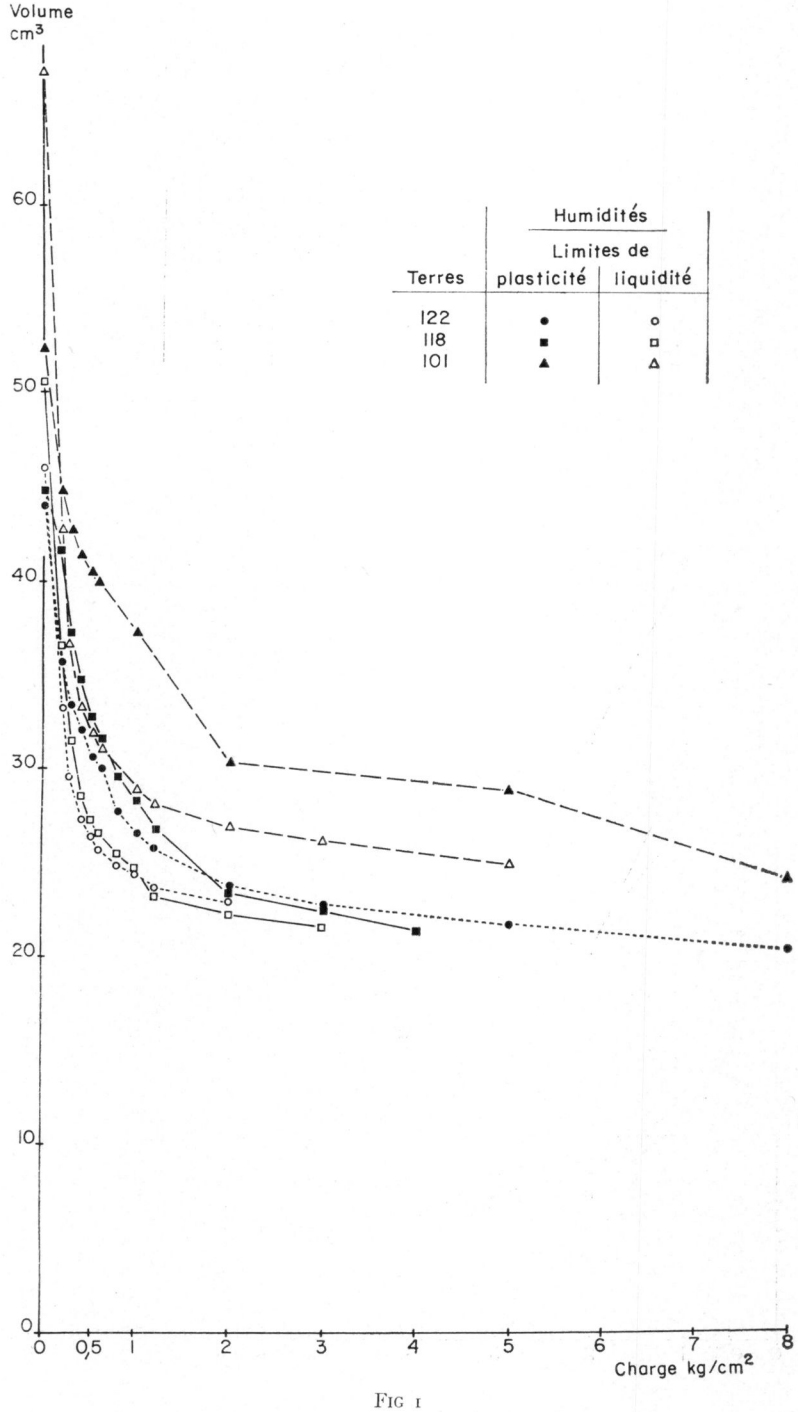

Volume
cm³
60
50
40
30
20
10
0
0
0,5
1
2
3
4
5
6
7
8
Charge kg/cm²
Humidités
Limites de
Terres
plasticité
liquidité
122
118
101

FIG 1

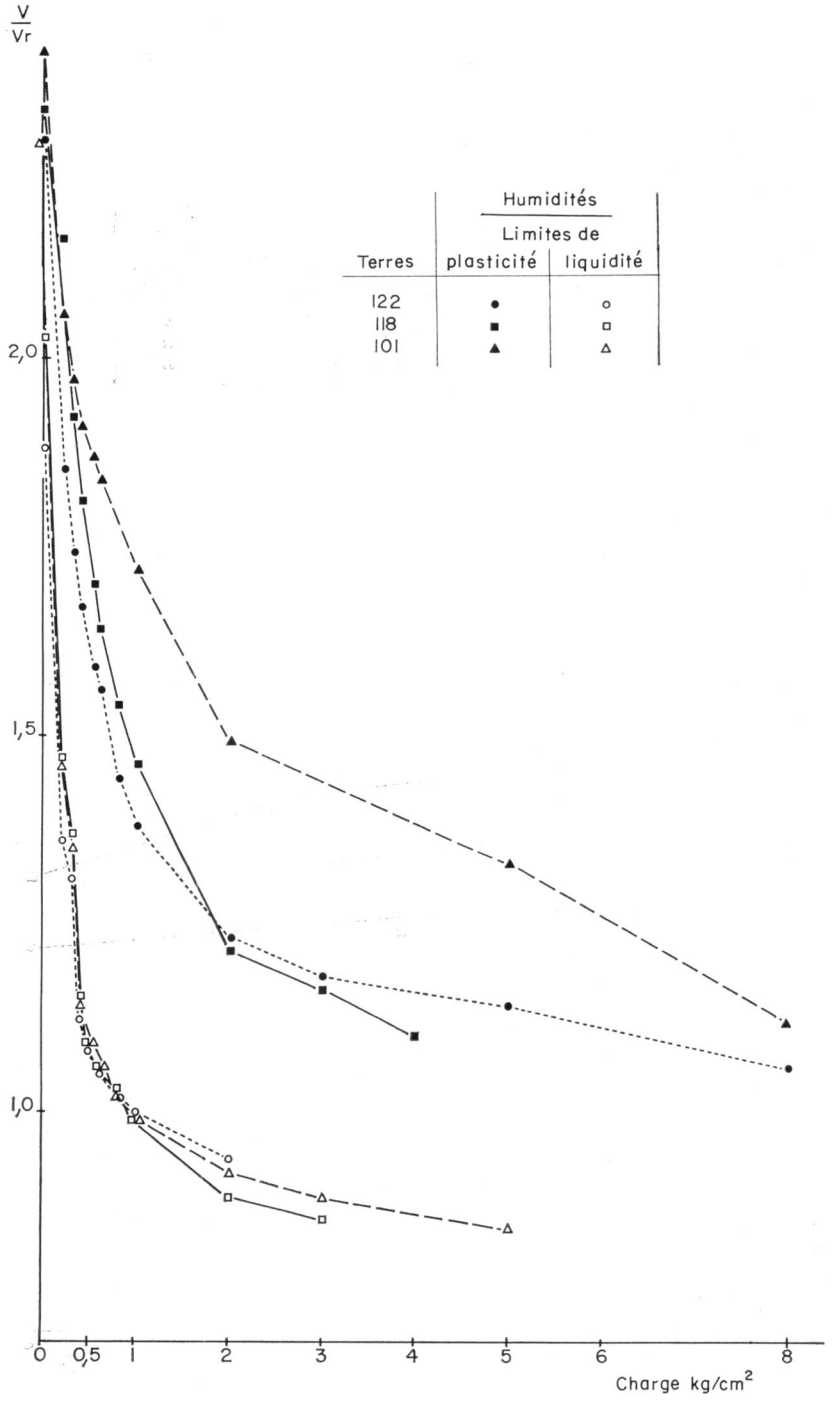

V/Vr
2,0
1,5
1,0
0
0,5
1
2
3
4
5
6
8
Charge kg/cm²
Humidités
Limites de
Terres
plasticité
liquidité
122
118
101

FIG 2

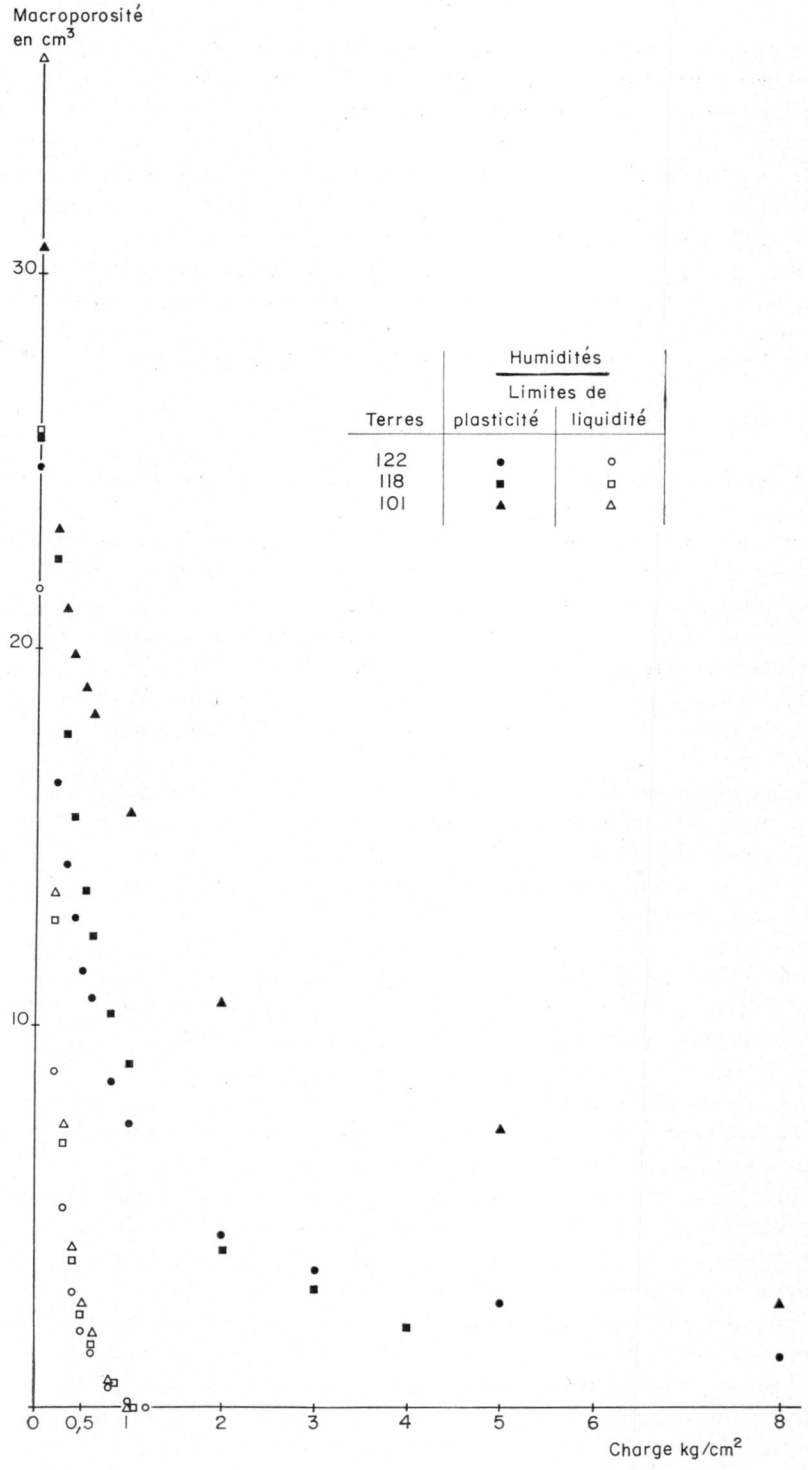

Macroporosité
en cm³
30
20
10
0
0,5
1
2
3
4
5
6
8
Charge kg/cm²
Humidités
Limites de
Terres
plasticité
liquidité
122
118
101

FIG 3

volume que nous désignerons par « macroporosité ». Le point tel que V/Vr = 1 correspond évidemment à une macroporosité nulle. Le graphique 3 montre la variation de la macroporosité sous une charge croissante.

Enfin l'examen des graphiques montre que la charge nécessaire pour atteindre un taux de compression donné augmente lorsque l'humidité de la terre diminue et ce d'autant plus que l'on se rapproche du point de macroporosité nulle tel que V/Vr = 1. On constatera, en particulier, que lorsque l'humidité est comprise entre l'humidité équivalente et la limite de liquidité, la charge nécessaire pour atteindre le point de macroporosité nulle tel que V/Vr = 1 reste inférieure ou au plus égale à 1 kg/cm². Si l'humidité s'abaisse au voisinage de la limite de plasticité, cette charge augmente et peut atteindre des valeurs supérieures à 10 kg/cm².

2° *Comportement structural*

L'appréciation visuelle de la structure des pâtons de terre obtenus par compression d'agrégats permet les remarques suivantes.

Pour de faibles compressions (V/Vr plus grand que 1,3 à 1,5) le pâton se brise au moment du démoulage ou ne supporte pas les manipulations ultérieures, et les agrégats initiaux se retrouvent presque intacts.

A mesure que la compression augmente le pâton prend l'aspect d'une masse poreuse dans laquelle il devient de plus en plus difficile de distinguer les agrégats initiaux. A l'approche du point de macroporosité nulle tel que V/Vr = 1 le pâton devient de plus en plus compact, jusqu'à se présenter comme une masse continue.

L'examen des pâtons montre ainsi que jusqu'à une certaine valeur de la compression (qu'on ne peut pas fixer avec précision) le pâton se présente comme un assemblage d'agrégats nettement individualisés. Si la compression augmente au-delà de cette valeur, le pâton tend à se transformer en un agrégat unique de plus en plus compact et homogène.

Pour tenter de compléter et de préciser ces observations nous avons appliqué le test décrit au paragraphe 1-3. Les résultats obtenus sont présentés dans les graphiques 4, 5, 6, qui portent en abscisse les valeurs du rapport V/Vr, utilisé comme indice de compression. V/Vr diminue à mesure que la compression augmente.

Les fractions supérieures à 2 mm (graph. 4), donc constituées de fragments plus gros que les agrégats initiaux, peuvent soit traduire la résistance du pâton au test, soit représenter une certaine agglomération des agrégats initiaux qui semble constituer le processus intermédiaire de la formation du pâton. De toutes façons il apparaît nettement que ce n'est qu'à l'approche du point de macroporosité nulle tel que V/Vr = 1 que se forment de gros agrégats résistant à l'action de l'eau. Ce fait est encore plus net si l'on considère la fraction supérieure à 10 mm.

La fraction inférieure à 1 mm (donc constituée de particules plus petites que les agrégats initiaux) représente la quantité des agrégats initiaux qui ont été détruits au cours des opérations, et qui n'ont pas été réagrégés. Il faut toutefois remarquer que la destruction des agrégats initiaux peut être provoquée aussi par l'humectation brutale constituant le test structural. Pour tenir compte de ce fait, sur le graphique 5 nous avons porté en ordonnée le rapport entre la fraction inférieure à 1 mm obtenue par traitement des pâtons et la même fraction obtenue par traitement d'agrégats

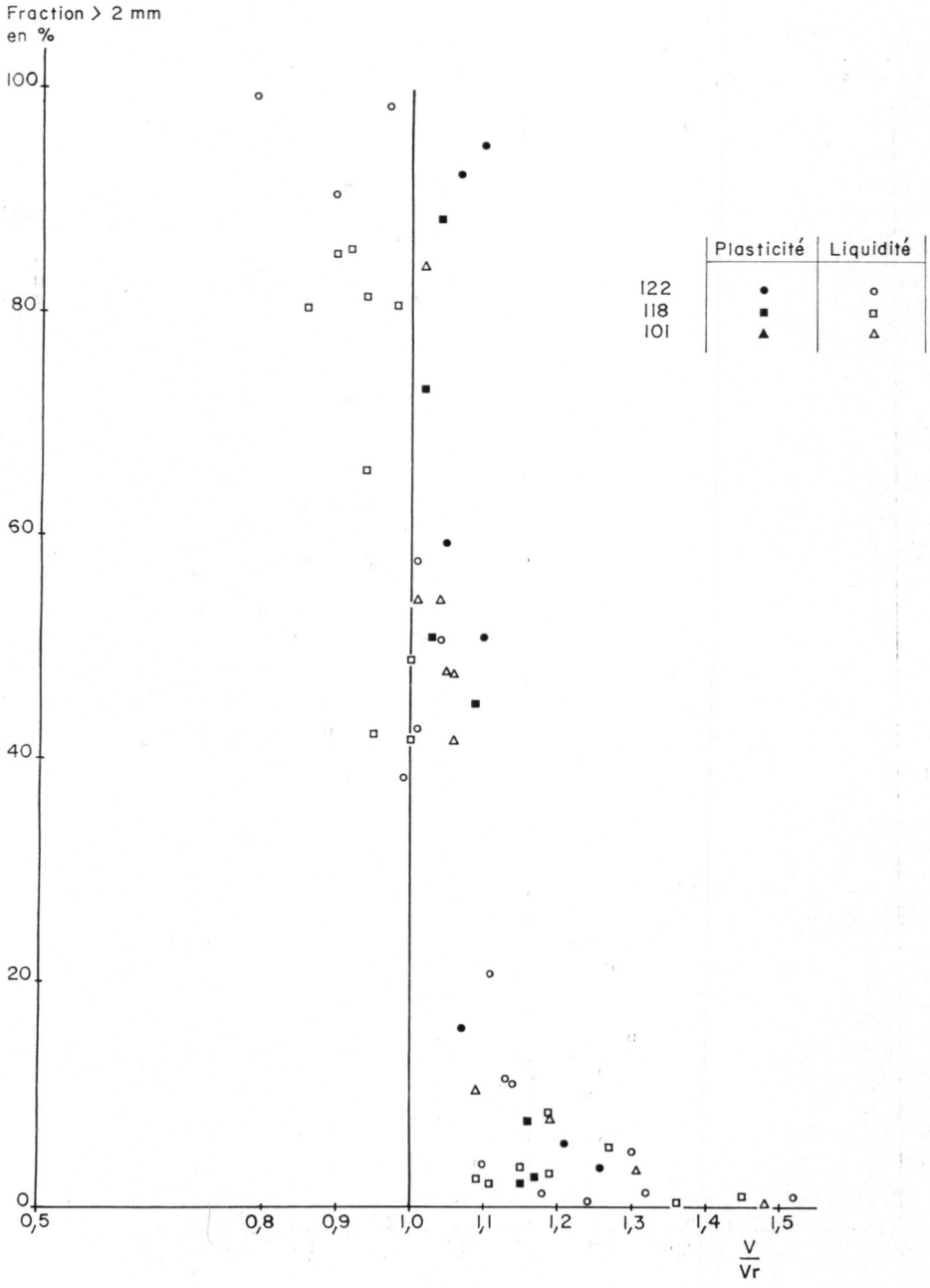

Fraction > 2 mm
en %
100
80
60
40
20
0
0,5
0,8
0,9
1,0
1,1
1,2
1,3
1,4
1,5
V/Vr
Plasticité
Liquidité
122
118
101

FIG 4

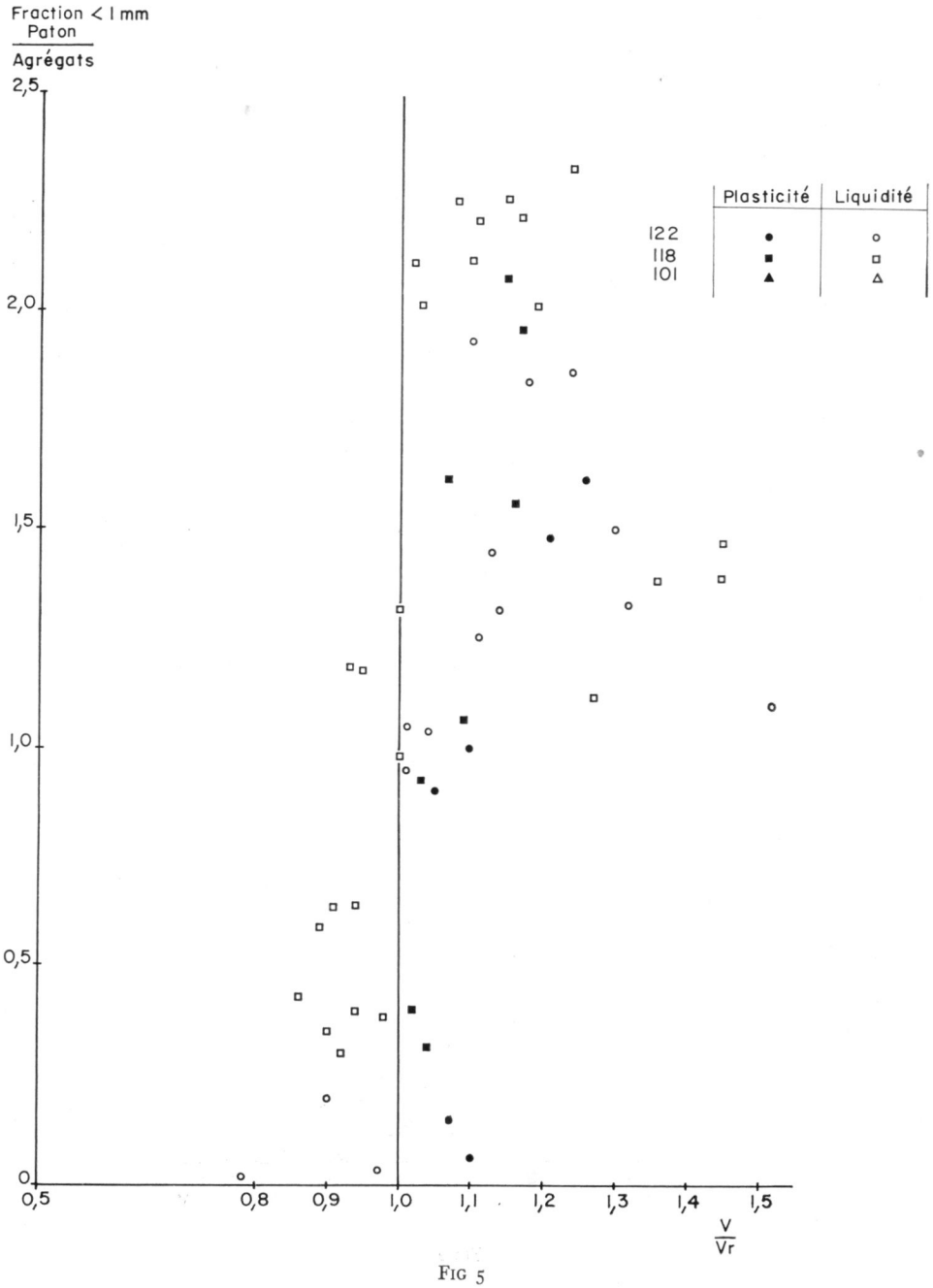

Fraction < 1 mm
Paton
Agrégats
2,5
2,0
1,5
1,0
0,5
0
0,5
0,8
0,9
1,0
1,1
1,2
1,3
1,4
1,5
V
Vr
Plasticité
Liquidité
122
118
101

FIG 5

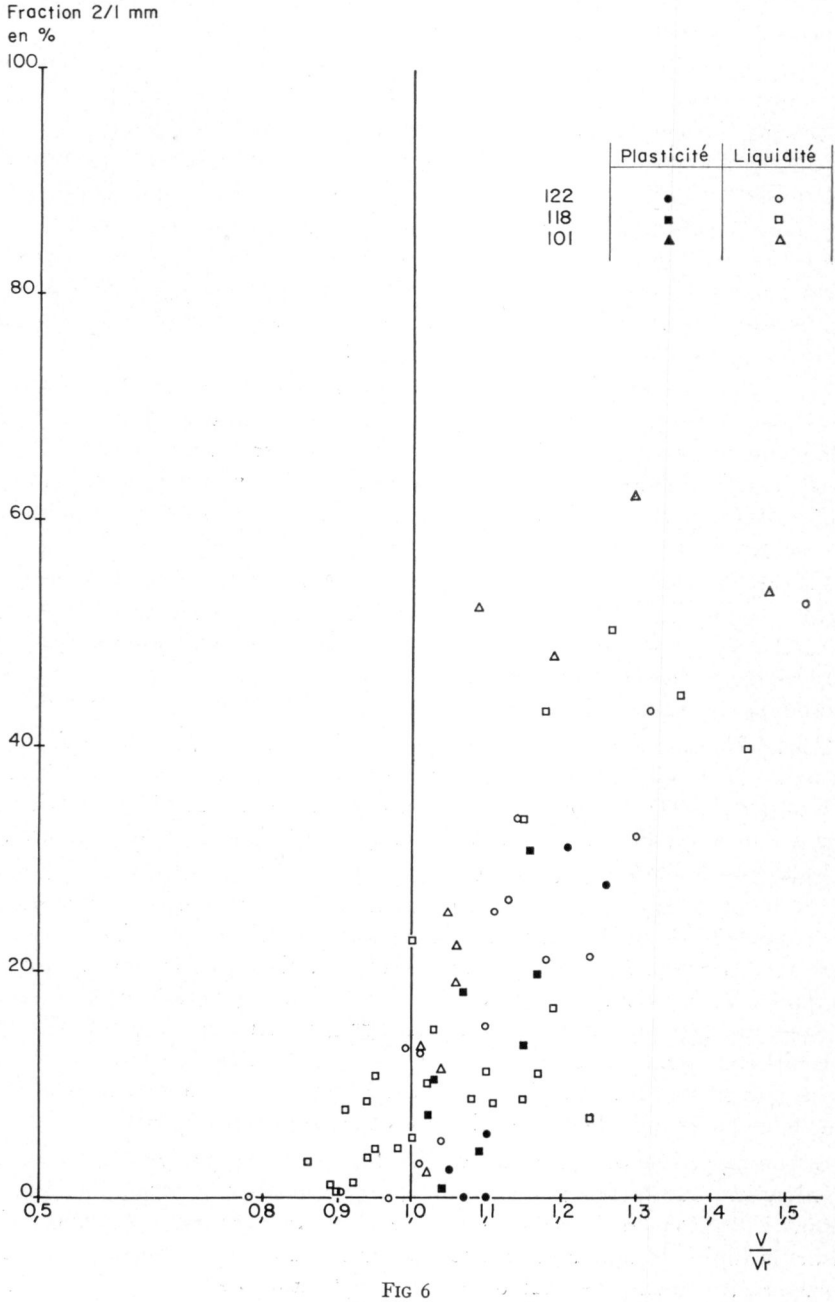

Fraction 2/1 mm
en %
100
80
60
40
20
0
0,5
0,8
0,9
1,0
1,1
1,2
1,3
1,4
1,5
V/Vr
Plasticité
Liquidité
122
118
101

FIG 6

analogues à ceux ayant servi à la confection des pâtons. Le graphique montre que ce rapport, légérement plus grand que 1 au début, augmente avec la compression, passe par un maximum puis diminue et tend vers zéro lorsque la compression atteint le point de macroporosité nulle tel que V/Vr = 1.

La fraction comprise entre 1 et 2 mm peut être constituée d'agrégats initiaux ayant résisté aux divers traitements (compression et test de structure), mais aussi de fragments formés au cours des opérations. En fait, le graphique 6 montre que cette fraction diminue constamment à mesure que la compression augmente et tend à disparaître à l'approche du point de macroporosité nulle tel que V/Vr = 1.

Si l'on rapproche les trois graphiques, il apparaît nettement que la partie des agrégats initiaux disparus se retrouve presqu'entièrement dans la fraction inférieure à 1 mm tant que le rapport V/Vr est égal ou supérieur à 1,2 mais se retrouve en proportion de plus en plus grande dans les fractions supérieures à 2 et à 10 mm à mesure que le rapport V/Vr diminue et tend vers 1.

Les essais ne font pas apparaître de différences fondamentales entre les trois terres expérimentées. L'examen des courbes de compression (graph. 1, 2, 3) montre que la charge nécessaire pour obtenir un effet donné tend à augmenter avec le taux d'argile. Les différences entre les trois terres, petites au voisinage de la limite de liquidité, deviennent importantes lorsque l'humidité de la terre s'abaisse vers la limite de plasticité.

La comparaison des résultats obtenus avec différentes humidités initiales des agrégats soumis à la compression, montre que l'allure générale du phénomène structural n'est pas modifiée par la variation de l'humidité initiale. On constate que la charge nécessaire pour obtenir un effet donné augmente lorsque cette humidité diminue de la limite de liquidité à la limite de plasticité.

Toutefois, dans le cas de la terre 101, la plus argileuse, à une humidité proche de la limite de liquidité, la formation d'une motte résistant à l'action de l'eau paraît être retardée au-delà du point de macroporosité nulle tel que V/Vr = 1 jusqu'à ce que la compression ait éliminé une certaine quantité d'eau du pâton de terre.

Ainsi, l'observation visuelle et le test de comportement structural montrent que, au début de la compression, le pâton de terre se comporte comme un assemblage d'agrégats et que la sensibilité de ces agrégats à l'action de l'eau tend à s'accroître avec la compression jusqu'à une certaine limite, correspondant à une valeur du rapport V/Vr voisine de 1,2. Si la compression augmente encore, le tassement provoque une agglomération croissante des agrégats, telle que le pâton de terre tend à se comporter comme un agrégat unique, dont la résistance à l'action de l'eau croît avec la compression et tend à devenir totale lorsque la compression tend vers une valeur telle que la macroporosité soit nulle et le rapport V/Vr = 1.

Si l'on rapproche ces résultats de ceux des essais de compression, on constatera, en particulier, que la charge nécessaire pour provoquer la formation d'un pâton résistant à l'action de l'eau est de l'ordre de 1 kg/cm² lorsque l'humidité initiale avoisine la limite de liquidité. Si cette humidité s'abaisse au voisinage de la limite de plasticité, le même résultat demande l'application de charges égales ou supérieures à 10 kg/cm².

III. — DISCUSSION ET CONCLUSION

L'interprétation du test de structure repose sur une hypothèse telle que l'action de l'eau s'exerçant sur une motte préalablement vidée de l'air qu'elle contenait ne provoque de rupture que dans des zones de moindre résistance et ne fait que séparer des volumes élémentaires préexistants. Cette hypothèse doit se traduire par une certaine corrélation entre la macroporosité des pâtons et leur résistance, celle-ci ne devenant totale que lorsque le pâton forme une masse continue et homogène. Les résultats obtenus confirment bien cette manière de voir.

Mais il est également prévisible que le mode de fragmentation des pâtons de terre dépendra non seulement de la quantité de vides, mais aussi et autant de la répartition de ces vides au sein de la masse du pâton. En d'autres termes, à macroporosité égale, le mode de fragmentation des pâtons varie avec le mode de répartition des vides dans la masse du pâton. Or, dans les conditions de nos essais, cette répartition résulte directement de la façon dont ont été opérés le remplissage du cylindre et le tassement de la colonne de terre au cours de la compression. Il est donc admissible de penser que la variabilité ou la non-reproductibilité apparente des résultats du test de structure expriment l'imperfection de la technique de fabrication des pâtons de terre, mais ne mettent pas en cause la validité et la signification du test de structure.

L'écoulement d'eau provoqué par la compression se produit souvent avant que l'on ait atteint le point de macroporosité nulle théorique. L'explication la plus vraisemblable de ce fait nous paraît être d'une part une certaine hétérogénéité du remplissage du cylindre et du tassement de la colonne de terre au cours de la compression, et d'autre part l'emprisonnement d'une certaine quantité d'air à l'intérieur du pâton. Il en résulte évidemment une indétermination du taux de compression défini par les valeurs relatives du volume apparent mesuré du pâton et du volume réel calculé de la terre humide. Mais si cette indétermination réduit la précision des résultats expérimentaux, elle ne met pas en cause la validité des hypothèses concernant l'effet structural de la compression, au moins sous l'aspect qualitatif.

Le processus de l'action de la compression sur la structure des pâtons de terre paraît ainsi devoir être le suivant. Au début de la compression l'affaissement de la colonne de terre s'effectue par déplacement des agrégats jusqu'à réaliser l'arrangement le plus compact. La charge augmentant, le tassement ne peut se poursuivre que par déformation des agrégats. La fissuration résultante accroît la sensibilité des agrégats à l'action de l'eau. La compression se poursuivant, la macroporosité diminue et les contacts entre particules terreuses augmentent, le pâton acquiert une certaine résistance à l'action de l'eau. Cette résistance augmente avec la compression jusqu'à devenir quasi totale lorsque le pâton parvient à former une masse continue et homogène. État qui est obtenu lorsque la compression atteint le point de macroporosité nulle tel que $V/Vr = 1$. L'humidité de la terre ne paraît pas influencer directement ce processus, sinon par le fait que la charge nécessaire pour obtenir un effet donné augmente quand l'humidité de la terre diminue. Ce fait incite à mettre en cause la résistance des agrégats initiaux.

Les faits observés conduisent à envisager l'hypothèse de la rupture des agrégats sous la charge exercée. Le fait que l'action de la compression sur la structure comporte deux phases pourrait alors s'expliquer aisément par le rapport entre la charge exercée et la résistance à la rupture des agrégats initiaux. Mais, si l'on considère les valeurs relativement faibles des charges mises en jeu, il ne paraît pas certain que les pressions résultantes au niveau des agrégats atteignent des valeurs suffisantes pour provoquer la rupture de ces agrégats. Il faudrait alors supposer que ce n'est que lorsque la charge exercée devient suffisante pour amener le tassement de la colonne de terre au-delà de l'arrangement le plus compact des agrégats initiaux que le pâton cesse de se comporter comme un assemblage d'agrégats pour prendre le comportement d'une motte dont la compacité et la cohérence croîtront avec la compression. En d'autres termes, la cohésion apparente du pâton apparaît au moment où les agrégats initiaux entrent en contact étroit et croît avec la compression à mesure que la déformation augmente la surface de contact entre les agrégats. Fait qui est bien en accord avec les théories de la cohésion des sols, celle-ci s'établissant par l'intermédiaire des couches d'eau adsorbées. Le changement du comportement structural du pâton de terre se produirait ainsi au moment où, sous l'effet de la compression, la cohésion apparente du pâton de terre atteint une valeur équivalente à celle des contraintes créées par l'humectation brutale constituant le test de comportement structural.

Le mécanisme de l'effet structural de la compression reste donc encore hypothétique. Mais les résultats mettent clairement en évidence le fait que cet effet est dépendant du rapport entre les contraintes créées par la charge exercée et la résistance des agrégats initiaux à la déformation et, peut-être, à la rupture.

La résistance des agrégats diminuant à mesure que l'humidité augmente, on conçoit aisément que la sensibilité du sol aux effets de compression paraisse d'autant plus grande que l'humidité est plus élevée. Ce terme de sensibilité exprime le fait que la charge nécessaire pour obtenir un effet donné diminue lorsque l'humidité du sol augmente, ou encore que l'effet produit par une charge déterminée est d'autant plus important que l'humidité du sol est plus grande.

Nous n'avons envisagé jusqu'ici qu'un seul type de compression, mais les résultats obtenus, bien que surtout qualitatifs, paraissent déjà en bon accord avec certaines observations faites dans le milieu naturel et peuvent en fournir une explication. Ainsi la dégradation du sol de prairies livrées au pâturage est généralement attribuée au piétinement des animaux sur le sol humide. Si l'on considère que la charge exercée sur le sol par un animal peut atteindre plusieurs kg/cm^2, les résultats obtenus dans nos essais confèrent à cette hypothèse une très grande vraisemblance.

Le fait qu'un labour opéré en sol très humide provoque souvent la formation de mottes qui deviennent ensuite très difficiles à émietter, peut ainsi s'expliquer, au moins en partie, par la pression exercée par les pièces travaillantes de la charrue. De même, la formation de semelles très compactes au niveau de la sole de labour ou de l'extrémité des pièces travaillantes des instruments de préparation du sol paraît devoir être d'autant plus probable que le sol est plus humide.

Reçu pour publication en janvier 1966.

SUMMARY

EFFECT OF COMPRESSIONS ON THE SOIL STRUCTURE

Different observations led to express the hypothesis of an evolution process of the soil structure which involves a compression effect.

Compression trials with no lateral expansion of the samples allow to appraise the load which is necessary to bring a mass of aggregate with a diameter ranging from 1 to 2 mm to a certain rate of compression. This load increases when the initial humidity of the aggregates decreases.

The structural behaviour of the earth lumps obtained by compression is estimated visually and by a test which consists in appraising the mode of breaking up of the lumps immersed in water after having been rid of the air which was in them.

At the beginning of the compression, the lump behaves in the same way as a combination of aggregates; then, when the pressure rises the lump tends to behave like one big aggregate, whose resistance to the action of water increases with the compression.

The mechanism of the structural effect of the compression is still hypothetical, but the results obtained already show that this effect depends on the relation between the compression obtained by the load and the mechanical resistance of the earth aggregates.

The results obtained fit in well with certain facts observed in a natural medium.

ZUSAMMENFASSUNG

DRUCKWIRKUNG AUF DIE BODENSTRUKTUR

Verschiedene Beobachtungen führten dazu, eine Annahme über den Evolutionsprozess der Bodenstruktur aufzustellen, die eine Druckwirkung einbezieht.

Druckversuche ohne Seitendehnung der Proben gestatten die Belastung zu schätzen, die notwendig ist, um eine Aggregatmasse von 1-2 mm Durchmesser zu einer gewissen Druckrate zu bringen. Diese Belastung nimmt zu, wenn die ursprüngliche Feuchtigkeit der Aggregate abnimmt.

Das Druckverhalten des durch Druckwirkung gewonnenen Erdklumpens wird visuell beurteilt und durch Anwendung eines Tests, um die Art der Fragmentierung des ins Wasser getauchten Klumpens zu schätzen, nachdem ihnen die Luft entzogen wurde.

Am Anfang der Kompression benimmt sich der Klumpen wie eine Aggregatfüge, dann sobald der Druck zunimmt, wie eine grosses einheitliches Aggregat dessen Widerstand gegen Wasser mit dem Drucke zunimmt.

Der Mechanismus des Struktureffekts der Kompression ist noch ungeklärt, aber die erzielten Resultate zeigen jetzt schon, dass der Effekt von dem Verhältnis zwischen den durch die Belastung erzielten Pressungen und dem mechanischen Widerstand der Erdaggregate bedingt ist.

Die erzielten Resultate stimmen mit gewissen, in natürlichem Milieu beobachteten Tatsachen gut überein.

Действие сжатия на почвенную структуру

В. ХЮТТЭР.

РЕЗЮМЕ

В результате многочисленных наблюдений, автор предлагает гипотезу о процессе эволюции почвенной структуры, приводящем в действие механизм эффекта сжатия. Опыты сжатия, проведенные без бокового расширения образцов, позволили определить груз необходимый для доведения массы агрегатов 1 — 2 мм. в диаметре, до определенной удельной сжатости. Груз этот увеличивается при уменьшении начальной влажности агрегатов.

Поведение структуры полученных компрессованых образчиков изучалось наглазно, и с приименением тэста оценки способа их крошения после погружения их в воду и по удалении заключенного в них воздуха.

В начале сжатия, компрессованный образчик ведет себя как смесь агрегатов, затем и по мере увеличения сжатия, — как крупный единичный агрегат, сопротивление которого увеличивается с усилением сжатия.

Об' яснение механизма действия компрессии на структурообразование находится, правда, в стадии гиппотезы, но полученные результаты уже показывают что этот эффект зависит от соотношения давления груза и механического сопротивления почвенных агрегатов.

Полученные результаты соответствуют также и некоторым фактам, наблюдавшимся в природной среде.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

HÉNIN S., FEODOROFF A., GRAS R., MONNIER G., 1960. Le Profil cultural, Paris. *Soc. Éd. Ing. agric.*

HÉNIN S., HUTTER W., 1964. Essai sur le gonflement comme mécanisme de la stabilité structurale des sols. *Sci. Sol*, nº 2.

HUTTER W., 1962. Action des sels sur la division des terres au cours de leur dessication. *C. R. Acad. Agric.*, 186-189.

TERZAGHI K., PECK R. B., (traduction BAUDRILLARD J., MEUNIER C.), 1961. *Mécanique des sols appliquée*, 1 vol., 565 p. Dunod, Paris.

Ann. agron., 1966, **17** (1), 53-73.

INTRODUCTION A L'ÉTUDE DES SOLS SALÉS LITTORAUX DU LANGUEDOC-ROUSSILLON

J. SERVANT et E. SERVAT

Service d'Étude des Sols,
Centre de Recherches agronomiques du Midi, 34-Montpellier

SOMMAIRE

Dans le cadre de l'aménagement du littoral Languedoc-Roussillon, l'étude pédologique de la zone salée précède la mise en place d'un programme d'expérimentation forestière.

Parmi les méthodes analytiques permettant un diagnostic sur le degré de salinisation ou d'alcalinisation, l'extrait aqueux à saturation offre certains avantages, en particulier celui d'avoir été largement utilisé outre-Atlantique lors de nombreuses expériences.

En ce qui concerne la cartographie, elle nécessite plus qu'ailleurs la liaison constante entre les observations de terrain (origine et degré de salinisation, micromorphologie, texture du sol, etc.) et les mesures analytiques effectuées à diverses époques de l'année.

INTRODUCTION

Les sols salés, qui n'occupent en France qu'une faible superficie sont en outre très localisés sur les rivages de l'Atlantique et de la Méditerranée. Ils ne se développent pas comme dans certains pays (Afrique du Nord, Europe orientale, etc.) au sein du continent, et constituent, mis à part quelques localisations résiduelles d'ailleurs peu éloignées des côtes, une frange maritime qui, dans le cas du littoral méditerranéen, borde continuellement le golfe du Lion des Pyrénées à la Camargue et forme quelques taches sur la côte varoise (Hyères, Fréjus).

Dans le Languedoc et le Roussillon, on trouve ainsi plus de 30 000 hectares de « salobres » formant un paysage caractéristique où le sol blanc craquelé, peuplé d'halophytes, devient à mesure que l'on s'éloigne de la mer et des étangs un sol arable qui s'affranchit peu à peu de l'influence de la salinisation.

En effet, dans ces sols salés maritimes, soumis à un climat méditerranéen fortement évaporateur, le facteur essentiel de la salinisation est représenté par une nappe phréatique salée peu profonde, en relation avec la mer et les étangs, à laquelle

il faut ajouter, dans certaines situations particulièrement basses, des submersions marines périodiques.

Les sols ainsi affectés par cette *salinisation primaire ou naturelle,* extériorisent plus ou moins fortement leurs défauts et constituent suivant le cas :

— des zones à salinisation généralisée (prairies à halophytes) ;

— des zones à salinisation en taches (zone cultivée à taches de salant).

En ce qui concerne ces dernières, un autre type de salinisation doit être envisagé : *la salinisation secondaire,* dont les effets se manifestent dans les cas suivants :

— irrigations par des eaux salines,

— submersions rizicoles qui, intervenant dans des terrains trop perméables provoquent une remontée de la nappe salée dans des parcelles voisines jusqu'alors exemptes de salant.

A ces phénomènes de salinisation, enrichissant considérablement le sol en sels solubles et lui conférant le caractère salin, se juxtaposent des phénomènes d'*alcalinisation* caractérisant des sols riches en sodium échangeable, qui en plus d'un pH élevé, présentent des propriétés structurales très défavorables. Là encore on peut distinguer une *alcalinisation primaire* et une *alcalinisation secondaire.*

La première résulte, dans ces terres basses, d'un régime spécial des eaux : (submersions hivernales, par des eaux douces, de sols à forte salinisation estivale).

La seconde peut provenir d'irrigations de lessivage, ou de submersions rizicoles mal conduites.

A l'occasion de la prospection pédologique du littoral du Roussillon et d'une partie du littoral languedocien, effectuée dans le cadre de l'établissement d'un programme de mise en valeur, nous nous sommes efforcés de mieux connaître l'importance, la nature et l'intensité de l'halomorphie qui existe dans cette région et de localiser son extension.

Le choix de méthodes analytiques adaptées aux sols salés, le choix de critères de cartographie et de classification ont constitué notre premier travail. C'est de ces principes assez généraux que nous avons voulu parler dans ce mémoire où nous avons envisagé les rubriques suivantes :

I — Les phénomènes de salinisation primaire par nappe phréatique salée.
II — Les sels solubles du sol.
III — L'alcalinisation des sols.
IV — Quelques critères de classification des sols salés.
V — Les levers de terrain.

I. — PHÉNOMÈNE DE SALINISATION PAR NAPPE PHRÉATIQUE SALÉE

A côté de la salinisation primaire géologique liée à la présence de formations salifères (Trias, Oligocène) et caractérisant le salant continental, la salinisation primaire par nappe phréatique salée intéresse les basses-terres littorales et deltaïques où des nappes salées peu profondes entretiennent la salure du sol sous un climat favorisant une forte évaporation (terres littorales du bassin méditerranéen par exemple).

A — *Classification des nappes phréatiques*

On peut caractériser la salure d'une nappe phréatique en déterminant sa conductivité ou son extrait sec. Si pour une nappe donnée, on compare les valeurs de l'extrait sec et de la conductivité, on trouve en général, pour des extraits secs allant jusqu'à 30 g/l, une relation de la forme :

$$CE_{25^0} = 1{,}4 \text{ E.S.}$$

CE_{25^0} étant la conductivité à 25° en mmhos/cm et E.S. l'extrait sec en g/l.

La figure 1 illustre, dans les cas de nappes salées du Roussillon, cette relation entre l'extrait sec et la conductivité.

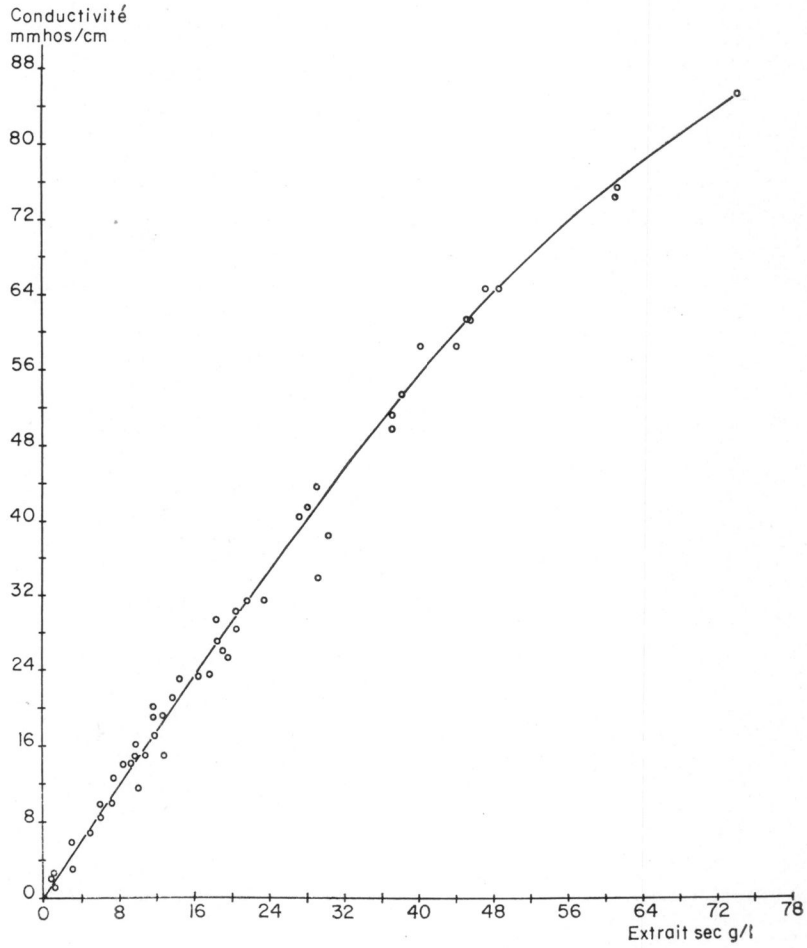


FIG. 1. — *Relation entre la conductivité et l'extrait sec des nappes phréatiques salées* (Littoral Languedoc-Roussillon)

C'est en fonction des valeurs de l'extrait sec que FLOREA en 1961 donne la classification suivante :

TABLEAU I

Classification des nappes phréatiques d'après FLOREA

Extrait sec g/l	Différents types de nappes
< 0,5	Nappe douce
0,5 — 4,5	Nappe très faiblement salée
4,5 — 10	Nappe faiblement salée
10 — 25	Nappe moyennement salée
25 — 45	Nappe fortement salée
45 — 100	Nappe très fortement salée
> 100	Nappe excessivement salée

Sur le littoral languedocien, la nappe phréatique peu profonde que l'on rencontre entre 50 et 150 cm de profondeur présente des conductivités qui, en moyenne, oscillent entre quelques mmhos/cm et 70 mmhos/cm, c'est-à-dire des valeurs de l'extrait sec comprises entre quelques grammes et 50 g/l.

TABLEAU I *bis*

Nappes phréatiques salées et grandes associations végétales : littoral languedocien

Intensité de la salinisation	Nappe phréatique		Grandes associations végétales
	Conductivité 25° mmhos/cm	Extrait sec g/l	
Généralisée intense	⩾ 70	⩾ 50	*Arthrocnemum glaucum*, *Salicornia fruticosa*
Généralisée forte	40 — 70	28 — 50	*Salicornia fruticosa*, *Obione portulacoïdes*, *Statice limonium*
Généralisée moyenne	15 — 40	10 — 28	Prés salés à *Hordeum maritimum*, *Agropyrum maritimum*, *Sonchus maritimus*, etc. Marais à *Juncus* et *Scirpus*
Atténuée (apports d'eaux douces)	2 — 40	1,3 — 28	Marécages à *Phragmites communis* et à *Typha angustifolia*
En taches	0 — 15	0 — 10	Zone de culture

Comme il faut s'y attendre, les zones les plus salées (halophytes très résistants, ou sols nus) possèdent dans leur sous-sol les nappes phréatiques les plus minéralisées alors que les bas-fonds marécageux où se manifestent des apports d'eaux douces possèdent une nappe superficielle beaucoup moins salée.

B — *Principes d'étude de la salinisation par nappe phréatique salée*

La minéralisation de la nappe, sa profondeur, la texture du sol soumis aux phénomènes de salinisation sont les facteurs dominants qui régissent les rapports existant entre le sol et la nappe associée au sein d'une zone climatique donnée.

La relation entre la salure du sol (la conductivité de l'extrait aqueux à saturation par exemple) et la salure de la nappe peut donc se concevoir, dans une première approximation, comme tenant compte de ces différents facteurs.

C'est ainsi qu'en 1954, l'*U. S. Salinity Laboratory* a proposé la relation suivante dont le caractère très théorique ne doit pas être perdu de vue :

$$CE_{EAS} = \frac{P \times CE_N \times d_N \times 100}{P' \times S \times d_A}$$

CE_{EAS} = Conductivité à 25° de l'extrait aqueux à saturation.
CE_N = Conductivité à 25° de la nappe.
P' = Épaisseur du sol où les sels s'accumulent.
P = Profondeur de la nappe.
d_N = Densité de l'eau de la nappe.
d_A = Densité apparente du sol.
S = p. 100 d'eau à la saturation.

En ce qui concerne les sols salés littoraux du Languedoc-Roussillon, ils sont soumis à une salinisation intense pendant les mois d'été, à laquelle succède pendant la saison des pluies et des submersions, une période de désalinisation entrecoupée de « remontées » souvent très brusques du salant intervenant à l'occasion des périodes sèches de forte tramontane.

II. — LES SELS SOLUBLES

Pour pouvoir caractériser l'intensité de la salinisation affectant un sol, le procédé habituel consiste à réaliser un extrait aqueux du sol, à mesurer la conductivité de cet extrait aqueux et à doser les différents anions et cations présents dans la solution.

A — *L'extrait aqueux à saturation*

En vue de reproduire au laboratoire un état du sol et de l'eau proche de la réalité, il serait souhaitable d'amener un échantillon de sol à sa capacité de rétention, puis d'extraire la « solution » au contact de laquelle se trouvent les radicelles des plantes.

Cette opération se heurte à des difficultés techniques incompatibles avec les analyses de série.

C'est pourquoi RICHARDS et ses collaborateurs ont préféré utiliser l'extrait aqueux à saturation car il présente un double avantage :

— Il se prête aux analyses en série.

— Il se rapproche des « solutions » existant réellement dans le sol en place.

En effet, il est généralement admis que la concentration en sels solubles de l'extrait aqueux à saturation est environ le quart de celle existant au point de flétrissement et environ la moitié de celle existant à la capacité de rétention. D'autre part, la saturation en eau du sol, qui correspond à sa limite de liquidité, est définie par des mesures et observations physiques simples permettant une assez bonne reproductibilité.

Extraits aqueux à saturation
Batterie d'extraction et entonnoirs de RICHARDS

Après extraction sur des entonnoirs de RICHARDS, au moyen d'une pompe à palettes, la mesure de la conductivité des extraits aqueux est réalisée, qui permet de diagnostiquer l'importance de la salinisation à la lumière d'échelles de conductivité, telle que celle de l'*U. S. Salinity Laboratory*.

TABLEAU 2

Conductivité des extraits aqueux à saturation
(« U. S. Salinity Laboratory »)

Sol non salé	CE 25° < 2 mmhos/cm
Sol faiblement salé	2 — 4
Sol moyennement salé	4 — 8
Sol fortement salé	8 — 16
Sol excessivement salé	> 16

B — *Cas des autres extraits aqueux*

Les extraits aqueux du type 1/2, 1/5, 1/10, sont évidemment d'une préparation plus rapide et plus commode que l'extrait de pâte saturée, mais ils présentent un certain nombre de défauts dont les principaux sont les suivants :

1° Ils introduisent un rapport sol/eau très éloigné des réalités du sol en place.

2° Ils ne s'adaptent pas à la texture du sol comme l'extrait de pâte saturée.

3° Les anions et les cations que l'on peut doser dans ces extraits aqueux sont entre eux dans des rapports différents de ceux qui existent dans la « solution » réelle du sol, car les phénomènes de dissolution et d'hydrolyse varient avec la dilution et dépendent du type de salinisation.

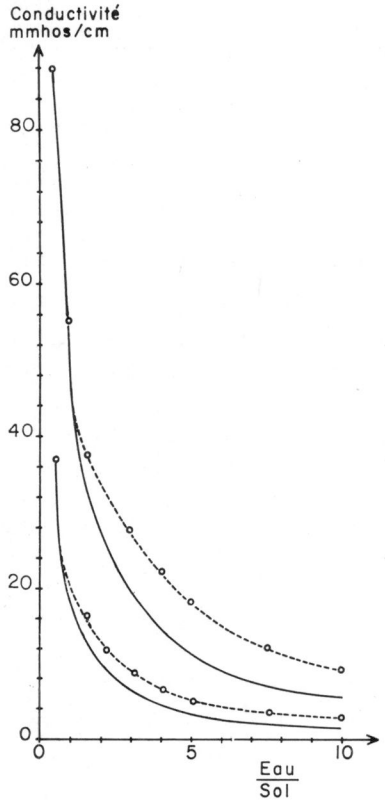


FIG. 2. — *Variation de la conductivité des extraits aqueux de sols en fonction du rapport* $\frac{eau}{sol}$

Trait plein : courbe théorique
Pointillé : courbe expérimentale

Pour différents échantillons de sols très salés, nous avons étudié la variation de la conductivité de divers extraits aqueux en fonction du rapport pondéral $\frac{\text{eau}}{\text{sol}}$.

Si l'on prend le point représentatif de l'extrait de pâte saturée comme point

de départ, la courbe théorique exprimant la variation de conductivité en fonction du rapport $\frac{\text{eau}}{\text{sol}}$ est une branche d'hyperbole d'équation :

$$CE = \frac{k}{\frac{\text{eau}}{\text{sol}}}$$

On constate que la courbe expérimentale se confond avec la courbe théorique pour de faibles dilutions et s'en écarte pour des rapports $\frac{\text{eau}}{\text{sol}}$ élevés.

Dans ce cas la conductivité expérimentale est toujours supérieure à la conductivité théorique (voir fig. 2).

De ceci, il résulte que les mesures de conductivité effectuées dans des extraits aqueux à grande dilution (1/5 ou 1/10) donnent des résultats trop élevés, dans le cas de sol très salés.

Pour ces derniers nous avons fréquemment trouvé un rapport :

$$\frac{\text{CE 1/5 expérimentale}}{\text{CE 1/5 théorique}} \# 1{,}7$$

— Les extraits aqueux des sol résultant des rapports $\frac{\text{eau}}{\text{sol}}$ élevés sont donc plus conducteurs qu'on pourrait le prévoir, ce qui signifie que ces solutions sont plus riches en ions que les solutions salines existant dans le sol en place. Il est donc préférable de mesurer la conductivité des extraits de pâte saturée plutôt que celle des extraits aqueux 1/5 ou 1/10.

C — *Bilan ionique dans les extraits aqueux*

La conductivité des extraits aqueux de sols dépend de la nature et de la concentration des ions présents dans la solution. Ainsi à concentrations égales, les solutions de NaCl auront une conductivité supérieure aux solutions de $MgSO_4$.

D'autre part la conductivité augmente avec la concentration ionique de la solution saline.

Si l'on considère la somme des anions principaux ($Cl^- + SO_4^{--} + CO_3H^-$) exprimée en mé/l, on constate, qu'il s'agisse de nappe salée, d'extraits aqueux à saturation, ou d'extraits aqueux 1/5, que l'on a, avec la conductivité de ces solutions une relation de la forme :

$$10\ CE \# \text{somme des anions}$$

Ainsi, dans le cas de l'extrait 1/5 nous avons trouvé (pour des sols salés du Roussillon) l'équation moyenne (fig. 3) :

$$\text{somme des anions} = 9{,}9\ CE + 0{,}2$$

Si l'on considère maintenant la somme des cations ($Ca^{++} + Mg^{++} + Na^+ + K^+$) des extraits aqueux de sols, qui théoriquement égale la somme des anions, on constate des écarts pouvant être importants entre ces deux valeurs.

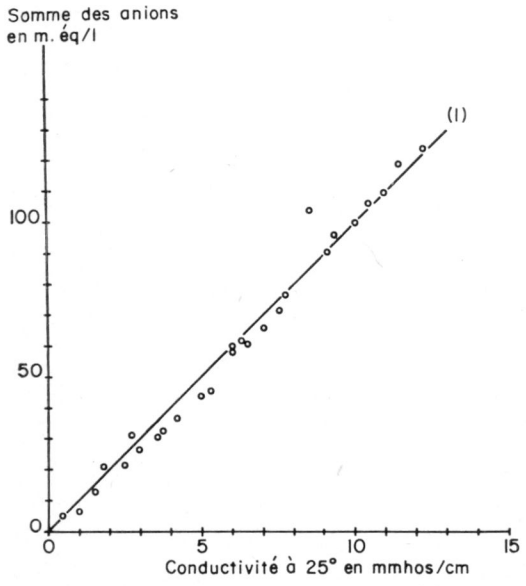


FIG. 3. — *Relation entre la somme des anions et la conductivité des extraits aqueux 1/5*
(1) : droite d'équation 10 CE = somme des anions

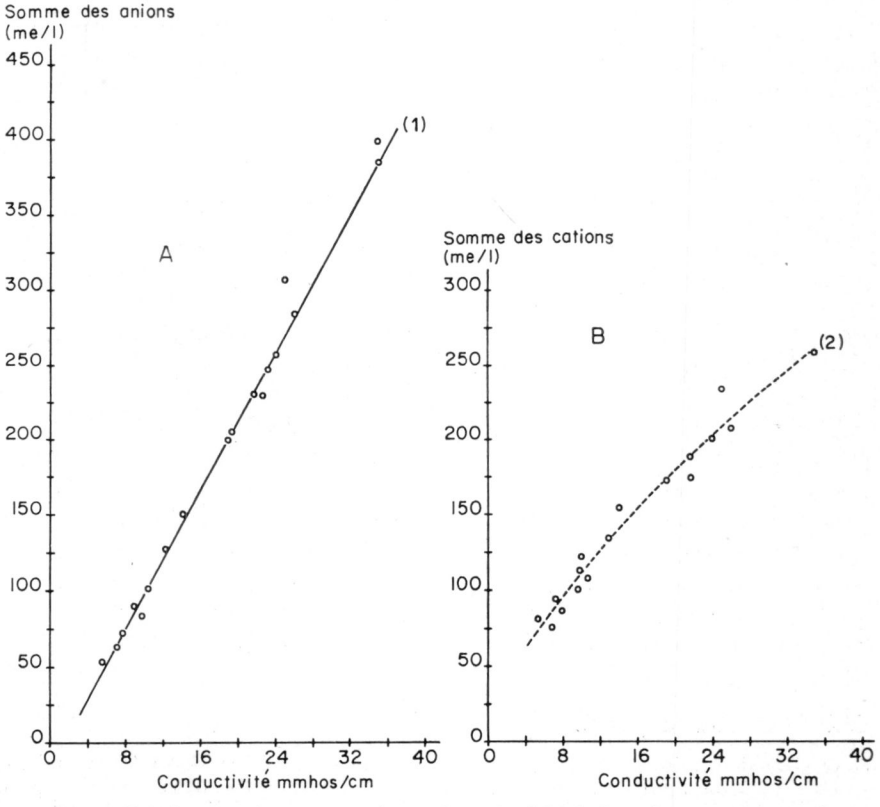


FIG. 4. — *Relation entre la somme des ions et la conductivité de l'extrait aqueux à saturation.*
A : cas de la somme des anions (droite (1))
B : cas de la somme des cations (courbe (2))

Pour les extraits aqueux à saturation (fig. 4 A et B), la somme des cations est toujours légèrement supérieure à la somme des anions quand la conductivité est inférieure à 15 mmhos/cm. Pour de fortes conductivités (> 15) la somme des cations est inférieure à la somme des anions.

En ce qui concerne les extraits au 1/5, les écarts observés présentent les mêmes caractéristiques mais ils sont plus importants que précédemment dans le cas des faibles conductivités (< 5 mmhos) où l'on trouve alors une somme cationique nettement supérieure à la somme anionique.

III. — L'ALCALINISATION DES SOLS

Quand le sodium échangeable d'un sol prend des proportions importantes, le sol est dit à alcali. L'alcalinisation est considérée comme poussée quand le sodium échangeable représente plus de 15 p. 100 de la capacité d'échange du sol.

— L'évaluation du sodium échangeable dans les sols salés est rendue délicate par la présence de sels solubles qui entraînés lors de la percolation à l'acétate d'NH_4 passent en solution avec le sodium échangeable déplacé par l'ammonium.

— On peut penser se débarrasser des sels solubles par lessivage avant d'effectuer l'extraction à l'acétate. En réalité, une telle opération si elle permet la mise en solution des sels solubles peut provoquer par hydrolyse la désorption d'une fraction importante du sodium échangeable.

A — *Principes de quelques méthodes*

La détermination du sodium échangeable nécessite donc l'emploi d'une méthode spéciale tenant compte de ces conditions particulières.

A l'heure actuelle trois méthodes peuvent être envisagées ; la première étant encore expérimentale, les deux suivantes convenant aux analyses en série.

1° *Détermination du sodium échangeable par dilution isotopique* (BACKBOCK, 1960).

250 g de sol sont amenés à la saturation avec de l'eau contenant 3 mC/l de Na radioactif (3 microcuries).

Après obtention de l'E.A.S., la concentration totale en sodium est déterminée par photométrie de flamme ; la mesure de la radioactivité est également faite.

Le sodium échangeable est calculé par l'équation :

$$X = \frac{A \times C}{B} - C$$

où :

X = Na échangeable en mé./g.
A = Activité de l'eau préparée pour la saturation de la terre (C par million).
B = Activité du sodium radioactif de l'E.A.S. (C par million).
C = Sodium total soluble de l'E.A.S.

2° *Méthode de* BOWER (1952).

Cette méthode consiste à doser globalement la somme (Na soluble + Na échangeable) dans le percolat à l'acétate d'NH_4 et à lui retrancher le sodium soluble dosé dans l'extrait aqueux à saturation. Cette différence comparée à la capacité d'échange, permet d'évaluer le taux de sodium échangeable.

Le mode opératoire est le suivant :

Première phase : Extraction par l'acétate d'NH_4, sur l'échantillon de sol, donnant n_1 mé. de sodium pour 100 g de terre.

Deuxième phase : Sur l'extrait aqueux à saturation, on détermine n_2 mé. de Na.

Troisième phase : Le sodium échangeable est : $n_1 - n_2$

Quatrième phase : En vue de déterminer la capacité d'échange (n_3), on soumet un échantillon de sol à un excès d'acétate de sodium N à pH 8,2. On élimine l'excès d'acétate de sodium à l'éthanol, puis le sodium adsorbé est déplacé comme dans la première phase.

Cinquième phase : Le sodium échangeable est en p. 100 : S.E. $= \frac{n_1 - n_2}{n_3} \cdot 100$.

3° *Estimation du sodium échangeable à partir des données de l'E.A.S.*

— RICHARDS et ses collaborateurs ont utilisé le S.A.R. (Sodium Adsorbtion Ratio) comme guide dans la détermination du sodium échangeable (E.S.P.).

Le S.A.R., tiré de l'équation de GAPON s'exprime par l'équation :

$$S.A.R. = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{++} + Mg^{++}}{2}}}$$

Na^+, Ca^{++}, Mg^{++}, sont les cations dosés dans l'E.A.S. et exprimés en mé./litre.

— L'équation empirique proposée par RICHARDS, liant le S.A.R. et l'E.S.P., s'écrit :

$$E.S.P. = \frac{100 + (-0{,}0126 + 0{,}01475\ SAR)}{100\ (-0{,}0126 + 0{,}01475\ SAR)}$$

Cette dernière méthode ne nécessite pas d'analyses spéciales et, permet de chiffrer avec une assez bonne approximation l'importance plus ou moins grande de l'alcalinisation.

TABLEAU 2 *bis*

Sodium Adsorbtion Ratio *et degré d'alcalinisation des sols*

S.A.R.	Degré d'alcalinisation
< 4	Pas d'alcalinisation
4 — 8	Faible alcalinisation
8 — 12	Alcalinisation moyenne
12 — 18	Alcalinisation forte
> 18	Alcalinisation intense

La méthode BOWER plus précise donne cependant des résultats parfois aberrants dont on pourrait chercher l'origine en étudiant les formes de sodium insolubles dans l'eau et solubles dans l'acétate d'ammonium (LEVY et MOR, 1964).

B — *Le pH indice d'alcalinisation*

Avant de parler pH, il est nécessaire de préciser le rapport $\frac{Sol}{Eau}$ utilisé. En étudiant la variation du pH en fonction du rapport $\frac{Sol}{Eau}$, nous avons constaté, pour

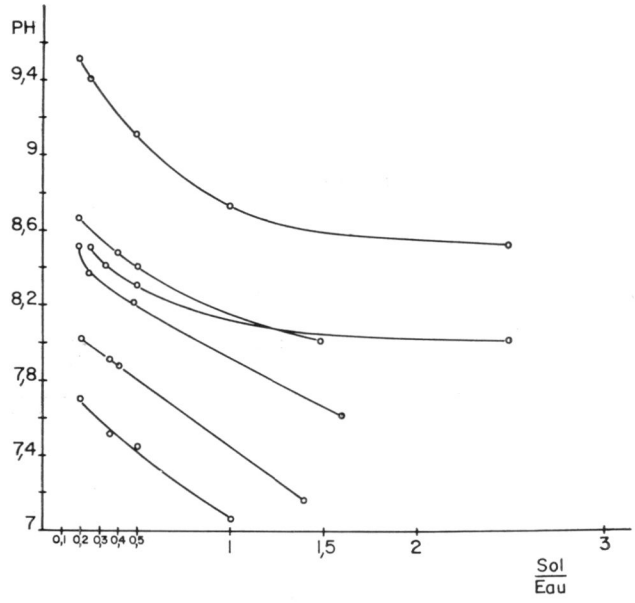


FIG. 5. — *Variation du pH des sols salés en fonction du rapport* $\frac{sol}{eau}$

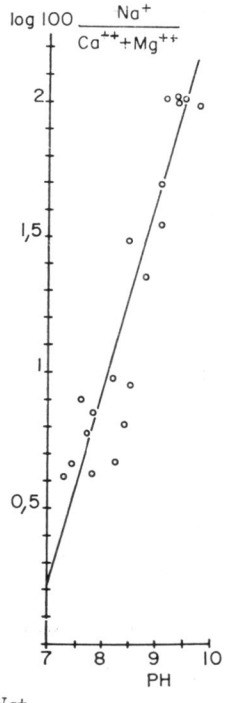


FIG. 6. — *Relation entre log.* $100\ \frac{Na^+}{Ca^{++} + Mg^{++}}$ *(extraits par l'acetate d'ammonium) et le pH eau* $\frac{1}{2,5}$ *pour des sols du bassin de Saint-Nazaire (Pyrénées-Orientales)*

des échantillons de sols salés du Roussillon une différence de près d'une unité pH entre le pH 1/2,5 et le pH pâte. C'est ce dernier qui est habituellement utilisé dans le cas des sols salés (fig. 5).

En général un pH pâte > 8,5 indique un taux de sodium échangeable supérieur à 15, mais des pH élevés peuvent résulter de la présence de sels de magnésium.

Pour 20 échantillons de sols non calcaires du bassin de l'étang de Saint-Nazaire (Pyrénées-Orientales) présentant tous des pH basiques et se révélant peu chargés en sels solubles nous avons comparé le pH eau 1/2,5 et le logarithme de $100 \frac{Na^+}{Ca^{++} + Mg^{++}}$ dosés dans le percolat à l'acétate d'ammonium.

Les points représentatifs se groupent autour d'une droite moyenne d'équation (fig. 6).

$$\log 100 \frac{Na^+}{Ca^{++} + Mg^{++}} = 0,7\ pH - 4,7$$

IV. — QUELQUES CRITÈRES DE CLASSIFICATION DES SOLS SALÉS

Une classification des sols salés doit rendre compte de l'importance prise par les phénomènes de salinisation et d'alcalinisation qui confèrent au sol des propriétés chimiques et physiques caractéristiques.

Les sols à forte salinisation et à faible alcalinisation sont appelés selon les auteurs : *solontchaks*, sols salins, *saline soils*, alors que les sols faiblement salés et fortement alcalinisés sont ordinairement désignés par les termes suivants : *solonetz*, sol à alcali, *non saline alkali soil*.

Entre ces deux extrêmes se situe le domaine des sols salins à alcali.

A — *Données chimiques*

L'importance de la salinisation et de l'alcalinisation peut être évaluée à partir de données de l'extrait aqueux à saturation :

conductivité pour la salinisation,

S.A.R. pour l'alcalinisation.

En vue de préciser la nature et le type de la salinisation SADONIKOV, en 1953, a proposé d'utiliser le rapport $\frac{Cl^-}{SO_4^{--}}$ dont il indique les valeurs caractéristiques ci-dessous :

TABLEAU 3

Type anionique de salinisation

$\frac{Cl^-}{SO_4^{--}} > 5$	Salinisation chlorurée
1 — 5	Salinisation chlorurée-sulfatée
0,2 — 1	Salinisation sulfato-chlorurée
< 0,2	Salinisation sulfatée

En ce qui concerne les cations solubles G. N. IVANOVA et A. N. ROSANOV considèrent les rapports suivants :

TABLEAU 4

Type cationique de salinisation

Salinisation sodique :	$\frac{Na + K}{Ca + Mg} > 4.$
Salinisation sodico-magnésienne :	$1 < \frac{Na + K}{Ca + Mg} < 4$, avec $\frac{Ca}{Mg} < 1.$
Salinisation sodico-calcique :	$1 < \frac{Na + K}{Ca + Mg} < 4$, avec $\frac{Ca}{Mg} > 1.$
Salinisation calcique :	$\frac{Na + K}{Ca + Mg} < 1$, avec $\frac{Ca}{Mg} > 1.$

B — *Caractéristiques pédologiques*

Parmi les caractéristiques les plus frappantes du sol en place, on peut distinguer : des manifestations superficielles du salant et des manifestations plus profondes que seul l'examen détaillé d'un profil révèle.

Parmi les manifestations superficielles, la présence de croûtes salines est la plus courante. Ces cristaux associés constituent suivant le cas :

— des efflorescences blanches (NaCl, $MgCl_2$) que l'on trouve dans les *sols à salant blanc* ;

— des efflorescences noires (Humus-Na_2CO_3) qui beaucoup plus rares caractérisent le *salant noir* des sols à alcali.

La dispersion des colloïdes, se traduit dans certains cas par un horizon pulvérulent de surface (*Puff solontchak* des auteurs américains).

En ce qui concerne les manifestations plus profondes du salant, on peut, en vue de diagnostic, utiliser les critères de la 7e approximation de la classification américaine permettant de définir deux horizons caractéristiques : l'horizon salique et l'horizon natrique.

1° *Horizon salique.*

C'est un horizon enrichi en sels solubles, tel que le produit de son épaisseur en pouces par le taux de sels solubles (en p. 100 du poids de terre) soit au moins égal à 24, ce qui représente un chiffre voisin de 6,2 si l'épaisseur de l'horizon est exprimée en dm.

Le taux de sels solubles peut être calculé à partir des résultats de l'extrait aqueux à saturation de la manière suivante :

$$\text{p. 100 sels} = \frac{\text{cations mé/l} \times 0{,}058 \times \text{p. 100 eau de saturation.}}{1\,000}$$

2° *Horizon natrique.*

C'est un horizon de type argillique, c'est-à-dire illuvial avec accumulation d'argile. Il possède une structure très caractéristique en colonnes à sommets arrondis ou en prismes à tendance columnaire.

Le sodium échangeable représente plus de 15 p. 100 de la capacité d'échange.

TABLEAU 5

Schéma de classification des sols halomorphes en fonction des données de l'extrait aqueux à saturation

CE_{EAS} mmhos/cm	*S. A. R.*		
	0 — 4	4 — 10	> 10
0 — 2		Sol non salin, faiblement à alcali	*Solonetz* ou *non saline alkali soil* ou *Natrargid* (1) ou sol à alcali
2 — 4	Sol faiblement salin	Sol faiblement salin, faiblement à alcali	
> 4	*Solontchak* ou *Saline soil* ou *Salorthid* (1) ou sol salin	Sol salin faiblement à alcali	*Solontchak-Solonetz* ou *Saline alkali soil* ou sol salin à alcali

(1) Nomenclature des sols salés, extraite de la nouvelle classification américaine (7e approximation)

C — *Tableau de Classement*

En fonction des données les plus utilisées (conductivité et *SAR* de l'extrait aqueux à saturation), on peut dresser le tableau 5 où sont mis en parallèle, d'une façon schématique, les principales nomenclatures employées par les auteurs français, américains et russes.

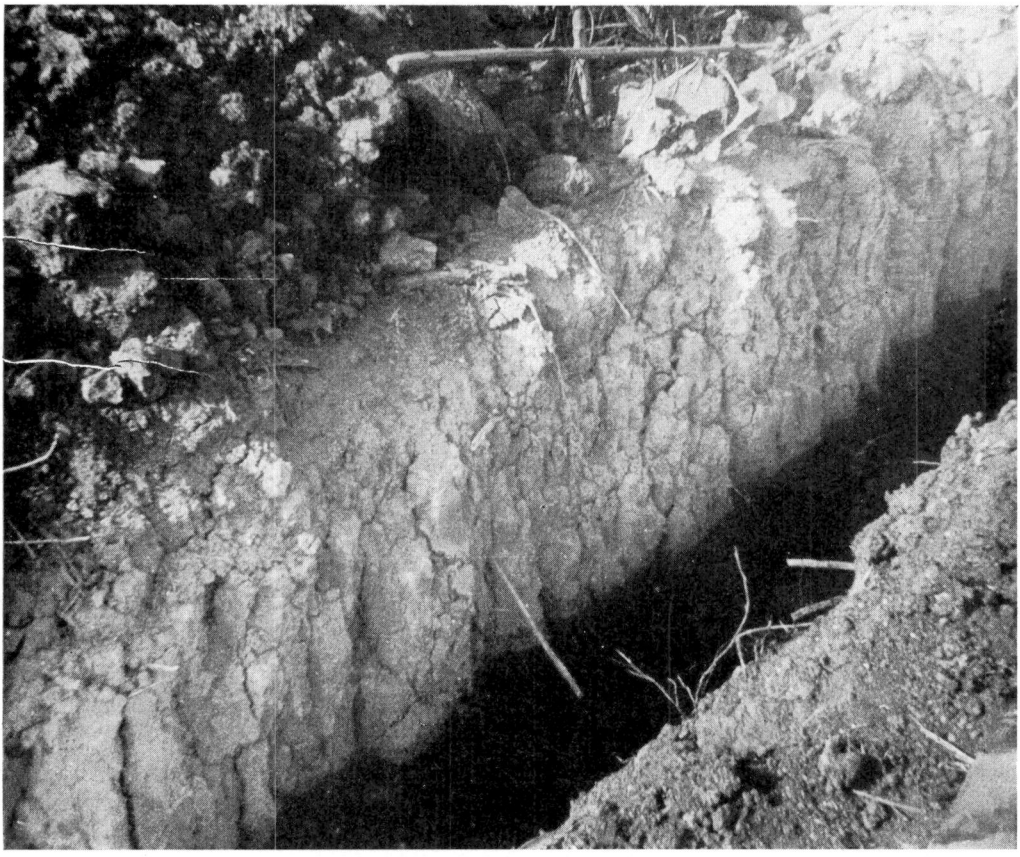
V. — LES LEVERS DE TERRAIN

La cartographie des sols en terrain salé comporte, en plus des limites texturales et topographiques ordinairement utilisées, des limites concernant les phénomènes de salinisation, et quand on le peut les phénomènes d'alcalinisation.

Il est intéressant de limiter les zones soumises aux submersions marines, des zones généralement exondées à nappe peu profonde. Les différences d'intensité dans la salinisation peuvent être appréciées en utilisant l'éventail des Halophytes dont les groupements végétaux sont facilement cartographiables.

Les zones à salinisation en taches, d'une cartographie plus délicate, peuvent cependant être localisées.

Les aires où existent des phénomènes d'alcalinisation sont difficilement repérables. Seule l'analyse permet un diagnostic. Cependant dans certaines zones régulièrement soumises à des inondations hivernales par des eaux douces, il peut être intéressant de préciser le contour des zones recouvertes, qui alternativement soumises à des phénomènes de salinisation et de désalinisation peuvent s'alcaliniser.



Sols argileux palustres en Languedoc
Structure prismatique à tendance columnaire

Ces sols d'anciennes phragmitaies, sont formés sur des alluvions palustres à coquilles de *limnées* et *planorbes* surmontant des niveaux de tourbe.
Actuellement cultivés, ils sont soumis à des phénomènes de salinisation en taches, se manifestant plus particulièrement dans les légères dépressions.

La synthèse de ces différents levers (texture, facteurs et intensité de salinisation, possibilité d'alcalinisation etc.) permet d'individualiser des zones édaphiques homogènes qui se révèlent, après analyse, comme possédant des propriétés physiques et chimiques assez constantes.

A titre d'exemple les figures 7 et 8 schématisent deux des étapes précédant l'établissement définitif d'une carte des sols en terrain salé (cas des sols salés du Roussillon).

A — *Tracé de quelques limites naturelles* (fig. 7)

Les levers de terrains permettent de circonscrire des zones homogènes caractérisées par :

1. *Un mode de salinisation primaire.*

— Zones régulièrement submergées par la mer (salinisation par submersions marines) ;

— zones généralement à l'abri des incursions marines mais possédant une nappe salée peu profonde.

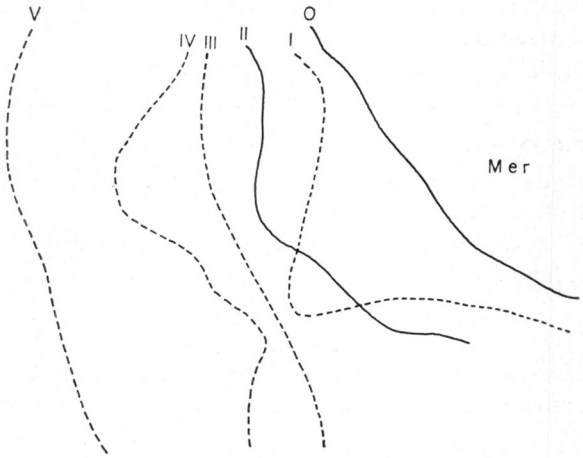


FIG. 7. — *Levers de terrain*
Tracé de quelques limites naturelles

Limites de salinisation (en pointillés) :
- O — I : Salant généralisé par submersions marines (engane basse à Salicornes et Arthrocnemum)
- I — IV : Salant généralisé par nappe salée peu profonde.
- I — III : Prairie à Salicornes.
- III — IV : Prés salés.
- IV — V : Salant discontinu par nappe peu profonde à salure variable (vignes et prairies).

Limites de textures (traits pleins) :
- O — II : Texture sableuse.
- > II : Texture limoneuse.

2. *Une intensité de salinisation.*

a) Aire à salinisation généralisée intense peuplée d'halophytes très résistants : (*Arthrocnemum* et *Salicornia* en peuplements larges occupant la zone submersible, *Salicornia, Obione, Statice* en peuplement serré sur les autres sols).

b) Aire à salinisation généralisée de moindre intensité (intensité moyenne) formant des prés salés où la végétation, quoique résistant très bien au sel présente une plus grande variété. On y trouve en particulier :

— des Graminées : *Agropyrum, Alopecurus, Hordeum, Glyceria* ;

— des Composées : *Bellis, Sonchus, Artemisia* ;

— des Légumineuses : *Lotus, Medicago, Trifolium.*

c) Aire à salinisation en taches.

Elle couvre la partie terminale de la zone cultivée où se manifestent des taches de salant, appelées localement « Lunes ». A l'intérieur de ces taches les cultures sont naines ou absentes ; des végétaux halophiles s'y développent (*Sueda, Statice*). Le sol parfois pulvérulent en surface peut également présenter des efflorescences blanches caractéristiques. L'extension de cette zone à salinisation discontinue peut être très importante et ses ramifications peuvent pénétrer profondément à l'intérieur des terres.

Un procédé de défense couramment utilisé par les agriculteurs consiste en un sablage des parcelles qui a pour but :

— d'exhausser artificiellement le sol ;

— de limiter, par la texture grossière du sable les phénomènes de remontée capillaire de la nappe salée.

Vers l'amont. l'aire à salinisation en taches est remplacée peu à peu par l'aire des sols alluviaux hydromorphes (nappe phréatique peu profonde non salée).

3. *Un type textural de sol.*

A côté des zones caractérisées par le type et l'intensité de la salinisation, les limites texturales de sols sont tracées.

Dans un but de clarté nous n'avons fait figurer sur le schéma que deux textures simples : sables et limons.

B — *Travail de synthèse* (fig. 8)

A partir des levers de terrain, il faut composer une carte et une légende associant la salinisation et la texture du sol.

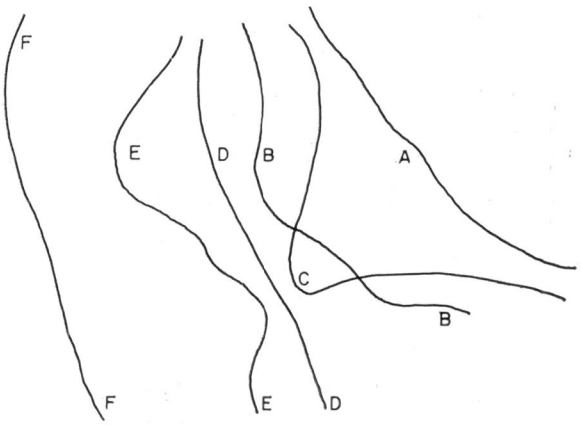


FIG. 8. — *Synthèse des levers*

Exemple de légende simplifiée

Salinisation généralisée intense (enganes à salicornes)	Submersions marines et nappe salée	A : sables C : limons
	nappe salée peu profonde	B : sables D : limons
Salinisation généralisée moyenne (prés salés)	nappe salée peu profonde	E : limons
Salinisation en taches (cultures)	nappe peu profonde à salure variable	F : limons

La salinisation sera figurée par une couleur plate (violet foncé, violet clair et vert) pour les trois cas que nous envisageons.

Les textures seront représentées par une surcharge.

Sur la petite carte schématique de la figure 8 les lettre A, B, etc. attribuées à une plage homogène remplacent donc l'association (teinte plate + surcharge) qui devrait normalement figurer dans les cartouches de la légende.

CONCLUSION

La présente note envisage quelques méthodes d'étude des sols que nous avons été amenés à utiliser et à comparer dans le cadre de la prospection pédologique du littoral Languedoc-Roussillon.

Elle constitue en quelque sorte le complément d'une carte des sols au 1/50 000 en couleurs, et d'un rapport annexe, où sont décrits les principaux types de sols ainsi que les possibilités de mise en valeur.

En ce qui concerne l'étude analytique des phénomènes de salinisation et d'alcalinisation, l'emploi de la méthode des extraits aqueux à saturation fournit des résultats généralement exploitables grâce aux échelles de salinisation et d'alcalinisation établies par les chercheurs américains.

Pour ce qui est de la cartographie de sols halomorphes, nous nous sommes jusqu'à présent efforcés de circonscrire les zones d'égale salinisation en tenant compte du mode de salinisation (submersions ou nappe salée), de son intensité et des caractéristiques texturales du sol, ces trois facteurs jouant un rôle important pour guider l'implantation d'une mise en valeur des terrains salés, en liaison avec les autres caractéristiques agrologiques classiques, (teneur en matière organique, teneur en calcaire actif etc.).

Cette mise en valeur, très délicate, doit tenir compte des difficultés locales (terres basses à nappe salée peu profonde situées sous un climat fortement évaporateur). Elle fait appel à des méthodes tendant à affranchir le sol des influences salines.

— Méthodes à effets durables (exhaussement artificiel du sol, constitution de banquettes et de bourrelets).

— Méthodes à effets temporaires, pouvant être dangereuses (irrigations de lessivage mal conduites).

Elle nécessite une expérimentation de longue haleine où il faut distinguer :

— L'étude des essences résistantes au sel.

— L'étude de l'évolution des sols dans lesquels le processus de salinisation naturelle est contrarié.

Reçu pour publication en janvier 1966.

SUMMARY

INTRODUCTION TO THE STUDY OF SALINE SOILS ON THE LANGUEDOC-ROUSSILLON COASTLINE.

More than 30 000 hectares of Saline soils on the Languedoc-Roussillon coastline are subject to intensive salinization caused by a saline watertable at shallow depth or by periodic submersion by sea water.

Local processes of alkalinization occur in stations with heavy summer salinization followed by inundation with fresh water during the winter, or where irrigation on clay soils is incorrectly done.

Among the different methods of measuring and characterizing these processes, those involving the saturation extracts of soil, adapted to soil texture yield the best results. This method has also the advantage of having been largely utilized in the study of land development, and provides an excellent method of reference.

Among other factors, mapping should take into consideration, the intensity and nature of salinization, textural properties of the soil, and lime contents. This requires a close connexion between the numerous morphological observations of the soil and the analytical results that reflect the dynamics of Saline soils.

ZUSAMMENFASSUNG

EINFÜHRUNG ZUM STUDIUM DER SALZBÖDEN DER KÜSTE VON LANGUEDOC-ROUSSILLON

Die salzigen Böden der Küste des Languedoc-Roussillon werden auf einer Fläche von über 30 000 Ha starken Salinierungsprozessen unterworfen, die von einer nicht sehr tiefen salzigen Schicht oder von periodischen Meeresüberschwemmungen hervorgerufen werden.

Lokalisierte Alkalisierungsprozesse greifen an Orten mit starker sommerlicher Versalzung ein, die im Winter durch Süsswasser überschwemmt sind, ebenso auf schlecht bewässerten Tonböden.

Unter den verschiedenen Methoden zur Messung und Kennzeichnung dieser Erscheinungen hat diejenige mit gesättigten wässrigen Extrakten die sich der Bodentextur anpasst, die besten Resultate.

Sie hat ausserdem den Vorteil einer sehr grossen Verbreitung für die Studien der Nutzbarmachung der Böden und ist zugleich eine ausgezeichnete Vergleichsmethode.

Die Kartographie sollte u.a. dem Ursprung, der Intensität der Art der Versalzung, der Bodentextur und dem Kalkgehalt Rechnung tragen.

Sie erfordert also eine enge Bindung zwischen den zahlreichen morphologischen Beobachtungen des Geländes und den Ergebnissen der Untersuchungen über die Dynamik der Salzböden.

Интродукция к изучению солончаков побережья Лангедок-Руссийона.

Методы анализа и картографические принципы.

Ж. СЭРВАН и Е. СЭРВА.

РЕЗЮМЕ

Более чем 30.000 гектаров прибережных солончаков Лангедок-Руссийона подвержены интенсивному засолению, вызванному полотном неглубоко залегающих грунтовых вод, или периодическими морскими затоплениями.

Локализованные явления осолонцевания наблюдаются на пунктах с сильным летним засолением, затопляющихся зимой пресными водами, или при плохо проведенных ирригациях в глинистой почве.

Среди многочисленных методов измерения величины этих явлений и их охарактеризования, лучшие результаты получены как-будто, при помощи метода насыщенных водных экстрактов, который можно приспособить к текстуре почвы.

Кроме того он имеет то преимущество, что был уже не раз использован при изучении мелиорации и является, поэтому, отличным реферативным методом.

Картография должна, среди прочих факторов, принимать во внимание причину, интенсивность и природу засоления, а также характеристику текстуры почвы и содержание в ней кальция.

Необходима, значит, тесная связь между многочисленными наблюдениями морфологического порядка за изучаемым пространством почвы и аналитическими результатами отображающими динамику солоечаков.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Academy of Sciences of the U. S. S. R., 1958. *The application of drainage in the reclamation of salinized soils.* Moscou, U. S. S. R.

ALLISON LOWELL E., 1964. Salinity in relation to irrigation. *Adv. Agro.*, Vol. **16**, 139-180.

BACKBOCK K. L., 1960. Evidence for sodium fixation in salt affected soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, Vol. **24**, 85-86.

BOWER C. A., 1959. Determination of sodium in saline solutions with a glass electrode. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, Vol. **23**, 29-30.

BOWER, HATCHER, 1962. Characterization of salt affected soils with respect to sodium. *Soil Sc.*, **93**, 275-280.

VIIIe Congrès international de la Science du Sol, 1964. Résumé des communications, Vol. **6**, 195-246.

DARAB KATALIN, 1962. *Talajgenetikai elvek alkamazasa az alföld öntözésénél*, Budapest.

DUCHAUFOUR P., 1960. *Précis de Pédologie.* Masson et Cie, Paris.

DURAND J. H., 1956. *Les sols salins des Hamadena (Terres et Eaux).*

DURAND J. H., 1958. *Les sols irrigables*, Alger.

FEHRENBACHER J. B., et *al.* 1963. Comparison of electrode and flame photometer methods for sodium analysis of soil water. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, Vol. **27**, 150-152.

GOUNY P., 1964. Problèmes agronomiques en Camargue. *Ann. agron.*, **15**, 193-204.

HÉNIN S. et *al.*, 1960. *Le Profil Cultural.* S. E. I. A., Paris.

JACKSON, 1958. *Soil chemical analysis.* Prentice Hall, Inc. Englewood Cliffs N. J.

KELLEY W. P., 1957. Cation exchange capacity and percentage Na^+ saturation of alkali soils. *Soil Sci.*, **84**, 473-478.

LAURENT G., 1932. *Les terres salées du Roussillon.* Imprimerie Louis-Jean, Gap.

LÉVY R., MOR E., 1964. Determination of forms of sodium which are not water soluble but dissolve in ammonium acetate. *Soil Sci.*, 152-155.

MAÏANU, 1964. *Salinizarea secundara a solului.* Bucarest.

MICATT W. M., LEO, 1963. A new suction plate apparatus for extraction of soil solution in conductivity determination. *Soil Sci.*, **95**, 142-143.

MILJKOVIC et *al.*, 1959. Salt affected soils of Yougoslavia. *Soil Sci.*, **88**, 51-55.

RICHARDS L. A., 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. *Agricultural Hand Book, n° 60.*

SIMONNEAU P., 1957. *Observations sur le salant dans l'Ouest algérien.* Service des Études scientifiques Birmandreis, Algérie.

SIMONNEAU P., SERVANT J., 1964. Étude pédologique du littoral de l'Aude et des Pyrénées-Orientales et carte des sols au 1/50 000, *S. E. S.*, n° 27, Montpellier.

Soil Survey Staff, 1960. *Soil Classification. 7th approximation.*

SOMIR BANERJE, 1959. Some aspects of salt affected soils of west Bengal. *Soil Sci.*, **88**, 45-50.

UNESCO, 1957. *Utilisation des eaux salines.* UNESCO, Paris.

Ann. agron., 1966, **17** (1), 75-89.

APPLICATION D'UNE TECHNIQUE SIMPLE POUR LE DOSAGE CHIMIQUE DU ZINC DANS LES SOLS ET LES VÉGÉTAUX

A. DARTIGUES,

Station d'Agronomie, Centre de Recherches agronomiques du Sud-Ouest, 33-Pont-de-la-Maye

SOMMAIRE

On utilise la séparation du zinc sur résines anioniques et le dosage colorimétrique avec le Zincon.

Une étude détaillée des différentes phases de l'analyse a été réalisée avec l'aide du zinc marqué, permettant la mise au point d'une méthode applicable au dosage en série du zinc dans les végétaux et les sols (fractions extractibles et réserves « totales »).

Un protocole de dosage est proposé, complété par une discussion des résultats obtenus.

L'intérêt suscité par l'importance du zinc en agriculture a contribué à la recherche de méthodes de dosage de cet élément dans les sols et les plantes. Actuellement, ces méthodes tendent à la simplification, en vue de satisfaire aux exigences de l'analyse de série.

C'est donc dans cet esprit que nous avons été amené à expérimenter pour nos propres besoins, indépendamment des techniques qui font appel à un appareillage coûteux et encore peu usité, une méthode de dosage du zinc applicable de la même manière aux sols et aux végétaux.

L'emploi conjugué des résines anioniques pour la séparation du zinc d'une part, et du Zincon (2-carboxy-2-hydroxy-5 sulfoformazylbenzène) comme réactif de coloration d'autre part, constitue un ensemble analytique séduisant par sa simplicité.

Nous avons repris, avec des résultats satisfaisants mais après quelques modifications, un protocole de dosage du zinc expérimenté par ailleurs sur extraits de sols ou de végétaux (ULRICH et JOHNSON, 1959; MAZOYER, 1961); on sait que le Zincon forme avec certains cations en solution : zinc, cuivre, cobalt, nickel principalement, des ions complexes métalliques colorés en bleu. Le dosage colorimétrique du zinc (qui suit la loi de Beer) ne peut être réalisé que si la solution qui le contient a été préalablement débarrassée de l'ensemble des ions interférants. Les résines anioniques permettent de retenir sélectivement le zinc sous la forme d'un anion complexe

formé en solution chlorhydrique 2 M environ. La préparation des extraits de plantes ou de sols est donc soumise à ce dernier impératif.

En vue de préciser les conditions d'application de cette technique pour la détermination du *zinc total* dans les sols, une étude détaillée du comportement du zinc au cours des différentes phases de traitement a été entreprise avec du zinc marqué. Il nous a paru utile de signaler les observations les plus intéressantes faites au cours de cette étude et les raisons de l'adoption de certaines solutions.

On décrira dans le détail l'appareillage et les réactifs utilisés, la préparation des extraits de sols et de plantes et la technique du dosage proprement dit. Le dernier chapitre sera consacré à la discussion de la méthode.

A. — Appareillage et réactifs

1°) *Colonnes d'échange.*

Elles sont construites en verre Pyrex selon le schéma et les dimensions ci-dessous (en cm) de sorte que la résine soit constamment recouverte par la solution qui s'y trouve.

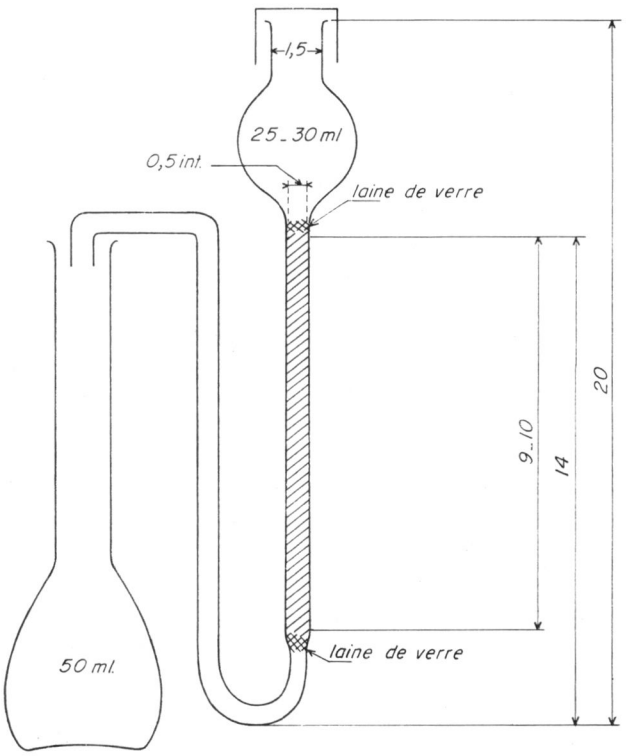


Fig. 1.

La résine, après avoir gonflé pendant 24 heures dans de l'eau déminéralisée, est introduite dans la colonne préalablement remplie d'eau pour éviter la formation de bulles d'air.

Chaque colonne peut contenir environ 0,6 g de résine sèche. Les grains sont retenus de part et d'autre de la colonne à l'aide d'un mince tampon de laine de verre.

La vitesse d'écoulement des solutions est d'environ 0,5 ml à la minute. Les dimensions réduites de ces colonnes permettent un emploi commode en batteries et facilitent leur transport sous hotte ventilée lorsqu'on a à utiliser des acides concentrés.

Nous utilisons deux batteries de 16 colonnes chacune, montées sur un support de bois plastifié (clichés ci-dessous).

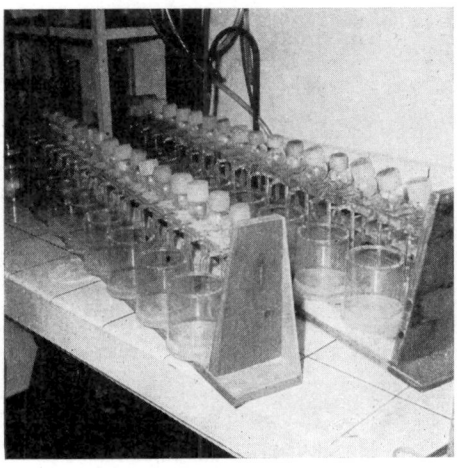


FIG. 2.

2°) *Équipement nécessaire.*

— Four électrique de qualité, à thermostat.

— Spectrocolorimètre.

— Capsules de silice de 25 × 50 mm (capacité 20 ml) pour la minéralisation des végétaux et la calcination des terres.

— Verrerie courante de laboratoire.

3°) *Réactifs.*

— Résine : Dowex 1 × 8 de 50 à 100 mesh.

— Eau déminéralisée. Résistivité $\geqslant 10^6$ ohms/cm, à utiliser pour tous lavages et toutes dilutions.

— *Acide chlorhydrique pour analyses :*

- concentration 12 M ; solution commerciale ;
- concentration 6 M ;
- concentration 2 M : 167 ml d'acide concentré pour 1 litre de solution dans l'eau ;
- concentration 0,2 M et concentration 0,1 M.

Les titres de ces solutions n'étant pas rigoureux, on les préparera simplement à l'aide d'une éprouvette. L'acide chlorhydrique pourra le plus souvent être utilisé

directement sans purification préalable. Néanmoins, lorsqu'on estimera insuffisant le degré de pureté de l'acide, la solution 2 M sera passée sur colonne de résine Dowex 1.

— *Solution normale de chlorure de potassium.* — Dissoudre 74,5 g de sel pur pour analyses dans la quantité d'eau nécessaire. Étendre à 1 litre dans une éprouvette.

— *Solution décinormale de nitrate de sodium.* Dissoudre 8,5 g de sel pur pour analyses, étendre à 1 litre avec de l'eau dans une éprouvette.

— *N. B.* Toutes les solutions ci-dessus pourront être préparées au moment de l'emploi.

— *Solution tampon à pH 9,2.* — Peser dans un bécher de 1 litre :

31 g d'acide borique
37 g de chlorure de potassium } produits purs pour analyses
12 g de pastilles de soude

Ajouter 200 ml d'eau et chauffer légèrement pour faciliter la dissolution. Amener le volume à 950 ml avec de l'eau puis ajuster à pH 9,2 au pH-mètre avec HCl ou NaOH dilués. Compléter à l'eau jusqu'à 1 litre dans une éprouvette. Conserver dans un flacon de polyéthylène.

— *Réactif au Zincon.* — Il est stable pendant 4 à 5 jours ; on préparera, au moment de l'emploi, juste les quantités nécessaires.

Placer dans un bécher de 400 ml un volume de 200 ml de la solution tampon à pH 9,2. Ajouter 100 mg de poudre de zincon. Agiter à l'aide d'un agitateur magnétique jusqu'à complète dissolution.

— *Solution étalon de zinc à 1 g par litre (E).* — On utilise de préférence le zinc métal (zinc en aiguilles pour analyses). Attaquer pendant quelques secondes 2 aiguilles de zinc avec de l'acide chlorhydrique concentré, laver plusieurs fois à l'eau distillée et sécher à l'étuve à 100° C pendant 5 minutes. Peser avec précision un poids de zinc métal voisin de 1 g, dissoudre et étendre à 1 litre avec de l'acide chlorhydrique 2 M. A la fin des dosages, on tiendra compte, pour le calcul, de la concentration exacte de cette solution.

— *Solution E/10 en milieu chlorhydrique 2 M.* — Elle sert à préparer la solution de travail E/100 et elle est à renouveler chaque mois.

— *Solution de travail E/100 en milieu chlorhydrique 2 M.* — Elle est préparée avant chaque série de dosages.

B. — Préparation des extraits de plantes et de sols

1. *Végétaux.*

a) *Préparation des échantillons.*

Les tissus végétaux séchés sont broyés à l'aide d'un moulin type Wiley ; la poudre passe à travers le tamis de 60 mesh (mailles de 0,25 mm). On stocke la matière végétale dans des pochettes de papier plastique.

b) *Minéralisation.*

Peser 1 g à 1,5 g de l'échantillon dans une capsule de silice. Porter au four électrique ; la température est élevée progressivement, avec deux paliers de tempé-

rature à 250° et 350° pendant une heure chacun. Calciner ensuite pendant 4 heures à 500°. Après refroidissement, ajouter lentement sur les cendres 5 ml d'acide chlorhydrique 2 M. Chauffer pour faciliter la dissolution. Quelques résidus charbonneux peuvent subsister (1). Filtrer sur filtre Ederol sans cendres de ⌀ 9 cm, à vitesse lente, préalablement lavé avec 10 ml d'acide chlorhydrique 2 M bouillant ; recueillir dans une fiole de 50 ml. Laver le filtre 3 fois avec au total 25 ml de HCl 2 M chaud. La solution est prête à être passée directement sur les résines. On passera la totalité ou une partie aliquote en fonction de la teneur présumée en zinc.

2. *Préparation des extraits de sol.*

a) *Zinc extractible par l'acide chlorhydrique dilué.*

Les extraits HCl 0,2 M — 0,1 M — 0,05 M (rapport terre/solution = 1/10, agitation 1 heure) sont couramment employés pour déterminer dans les sols les fractions de zinc susceptibles d'être utilisées par les plantes, sans que des déterminations de ce genre aient cependant un caractère absolu.

Nous avons essayé ces réactifs pour la recherche de tests de carence sur cultures de maïs (DARTIGUES et *al.*, 1963). Certains auteurs (JOUIS et LECACHEUX, 1964) ont préconisé une extraction à pH voisin de 2 en fin d'agitation, qui se rapprocherait mieux des conditions d'absorption du zinc par les plantes, tout en éliminant les variations de pH dues à la réaction propre à chaque sol. Dans ce cas, et pour la plupart des sols étudiés, les concentrations initiales en acide chlorhydrique utilisées étaient de l'ordre de 0,025 à 0,040 M. C'est également ce mode d'extraction que nous avons repris.

Mode opératoire pour l'extraction à pH 2 ± 0,2 :

. *Essai préliminaire.* — 5 g de terre sont placés dans un bécher de 100 ml avec 50 ml d'eau. Attendre 15 minutes. Agiter sur agitateur magnétique et amener la suspension de terre à pH 1,8 à l'aide du pH-mètre en ajoutant une solution de HCl 0,2 M mesurée à la burette.

Dans le cas de terres calcaires, ajouter, avant l'essai, la quantité d'acide 2 M nécessaire à la destruction du calcaire, soit le volume Vml = 1/2 × pourcentage de calcaire.

. *Extraction du zinc proprement dite.* — Introduire 10 g de terre fine séchée à l'air dans un flacon de polyéthylène de 150 ml. Verser 100 ml d'une solution d'acide chlorhydrique dilué, préparée en ajoutant dans l'eau deux fois la quantité d'acide 0,2 M correspondant aux mesures de l'essai précédent (pour les terres calcaires, apporter en plus, un volume de HCl 2 M en ml correspondant à la teneur en p. 100 de calcaire) et en complétant ensuite au volume de 100 ml avec de l'eau.

Fermer le flacon avec un bouchon à vis après avoir chassé le cas échéant le CO_2 libéré et agiter pendant une heure. Laisser ensuite la solution se clarifier pendant quelques minutes.

Filtrer sur filtre lent Ederol de ⌀ 18,5 cm, préalablement lavé avec 25 ml

(1) Sur un plant de maïs ayant absorbé 0,2 μC de ^{65}Zn, nous avons vérifié que la calcination de la matière végétale à 500° suivie de la dissolution des cendres par l'acide chlorhydrique 2 M n'entraîne pas de perte de zinc ; ceci étant en accord avec les observations de GORSUCH (1959), (*Analyst*).

d'acide chlorhydrique 0,2 M bouillant. Recueillir le filtrat après avoir jeté les premières gouttes.

Homogénéiser la solution et en prélever 40 ml exactement que l'on placera dans une fiole de 50 ml (on dispose encore de 40 ml de l'extrait si on désire faire un dosage de contrôle).

Ajouter 8 ml d'acide chlorhydrique concentré 12 M pour obtenir une concentration finale de l'extrait voisine de 2 M. Agiter.

Cet extrait est prêt à être passé sur les colonnes de résines.

On opérera de la même manière avec les extraits obtenus à l'aide de solutions chlorhydriques diverses, qui paraissent plus exactement adaptées à certaines cultures ou à certains types de sols.

Observations : l'addition d'acide concentré dans la solution d'extraction permet d'éviter la mise à sec et la reprise du résidu avec HCl 2 M, opération assez longue qui présente en outre l'inconvénient d'insolubiliser une partie de la silice.

b) *Zinc total.*

Le mode d'attaque de l'échantillon de terre est conditionné par la formation dans l'extrait final d'un complexe chloré de zinc, qui ne doit pas être gênée par la présence des réactifs d'attaque. Ces réactifs doivent donc pouvoir être totalement éliminés.

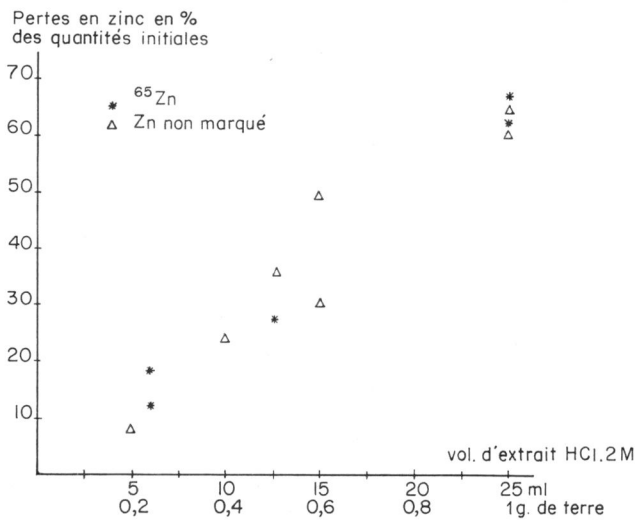


FIG. 3. — *Attaque de la terre avec le réactif nitro-perchlorique* (pourcentage de Zn non récupéré dans la phase finale)

Parmi les techniques présentant cette possibilité, il a été retenu initialement l'attaque nitro-perchlorique et l'attaque chlorhydrique avec précalcination, méthodes préconisées par certains auteurs (COPPENET et CALVEZ, 1955 ; THUN et *al*, 1955 ; TUCKER et KURTZ, 1955 ; SCHARRER et JUDEL, 1956) pour l'extraction de divers oligo-éléments.

L'emploi du réactif nitro-perchlorique présente des difficultés qui nous ont fait abandonner ce mode d'extraction. En effet, à l'aide du zinc radioactif, nous

avons remarqué que si le zinc est fixé en totalité par les résines anioniques, une fraction très importante est perdue lors de la séparation des ions gênants (lavage des colonnes avec une solution de KCl M) ; une autre fraction ne peut être récupérée lors de l'opération d'élution, tout au moins si on utilise un volume d'éluant qui reste compatible avec les contingences analytiques.

La perte globale en zinc est proportionnelle au volume d'extrait de sol qui est passé initialement sur les résines. Ceci est confirmé lorsqu'on ajoute à des solutions d'extraits de terres des quantités connues de zinc non marqué que l'on dose chimiquement. Nous n'avons pas recherché l'explication de ces faits.

Le graphique 3 indique, en p. 100, le bilan des pertes en zinc.

L'attaque chlorhydrique, avec précalcination de la terre, permet par contre une bonne séparation ultérieure des ions gênants et une récupération quasi totale du zinc. On verra plus loin qu'il n'a pas été possible de limiter à moins de 3 à 4 p. 100 les pertes totales de zinc qui se situent lors de la séparation des ions gênants par la solution de KCl. Comme pour les végétaux, on a pu vérifier au moyen d'un étalon interne de ^{65}Zn que la calcination n'entraînait pas de pertes.

L'attaque chlorhydrique des terres est certainement incomplète. Ses résultats sont toutefois très comparables à ceux trouvés pour l'extraction nitroperchlorique ; ils sont légèrement inférieurs à ceux d'une attaque triacide par exemple. Les indications qu'ils sont susceptibles de donner concernant les réserves « totales » conservent une valeur de comparaison.

Mode opératoire pour l'extraction du zinc dit « total ».

Peser environ 1,5 g de terre séchée à l'air et la broyer sur un mortier d'agate, pour qu'elle passe toute à travers le tamis de 150 microns (100 mesh).

Bien homogénéiser la poudre, puis peser exactement 1 g dans une capsule de silice 20 × 50 mm. Porter au four électrique et monter lentement la température jusqu'à 500°C, que l'on maintient pendant 1 heure.

Après refroidissement, placer la terre dans un bécher de 100 ml et reprendre avec 50 ml d'acide chlorhydrique pur, additionné de 10 ml d'eau distillée. *Pratiquement*, laver deux fois chaque capsule avec 6 ml d'acide chlorhydrique 2 M à chaud qu'on videra dans le bécher ; agiter, puis ajouter 48 ml d'acide chlorhydrique concentré. Recouvrir avec un verre de montre.

Maintenir à ébullition pendant 1 heure sur bain de sable ; filtrer à vitesse lente sur filtre sans cendres Ederol de ∅ 9 cm, préalablement lavé avec 10 ml d'acide chlorhydrique 2 M bouillant. Recueillir le filtrat dans un bécher de 100 ml.

Laver le premier bécher avec 10 ml d'acide chlorhydrique 2 M bouillant, puis avec deux fois 5 ml ; laver également le filtre avec 2 fois 10 ml d'acide 2 M bouillant. Évaporer sur bain de sable jusqu'à « sec » en évitant de surchauffer. Reprendre le résidu avec 5 ml d'acide chlorhydrique 2 M bouillant. Filtrer une deuxième fois pour séparer la silice qui a pu floculer. Il est commode de réutiliser respectivement les filtres qui ont été précédemment employés et qui ont été recouverts d'un verre de montre. Laver béchers et filtres avec 3 fois 10 ml d'acide chlorhydrique 2 M bouillant. Recueillir dans une fiole de 50 ml. L'extrait ainsi préparé peut être passé sur les résines.

C. — Technique pour le dosage proprement dit du zinc dans les extraits de végétaux ou de sols

1. *Purification des résines.*

Après montage des colonnes de résines, laver chacune d'elles avec successivement :

20 ml d'acide chlorhydrique 12 M
20 ml d'acide chlorhydrique 6 M
20 ml d'acide chlorhydrique 2 M
50 ml d'eau déminéralisée.

L'acide pourra être récupéré pour le nettoyage de certaines verreries.

2. *Séparation du zinc par les résines.*

a) *Observations concernant l'élimination des ions gênants.*

Le chlorure de potassium en solution 1 M est le réactif employé par les auteurs cités en référence pour la séparation des ions gênants qui ont pu se fixer sur les résines en même temps que le zinc.

Nous avons voulu nous assurer, en premier lieu, que l'addition de 20 ml de la solution de KCl M n'entraînait pas de zinc. La technique mise en œuvre consistait à ajouter, à la solution d'extrait, 5 ml d'acide chlorhydrique 2 M contenant 0,5 μC par ml de ^{65}Zn. Chaque fraction d'éluat était recueillie à sa sortie de la colonne en présence d'une faible quantité de sulfate de zinc jouant le rôle d'entraîneur ; l'activité était mesurée à l'aide d'un compteur à scintillation ou à tube de Geiger-Müller. Les témoins étaient constitués par le mouvement propre de l'appareil (témoin o) et par l'activité d'une solution de référence contenant 2,5 μC avec entraîneur. Avant les mesures, toutes les solutions étaient amenées à un même volume de 50 ml.

Nous avons pu comparer la précision de ces mesures ; l'erreur relative obtenue avec le compteur Geiger-Müller était de 10 p. 100 pour les faibles activités (5 p. 100 des doses initiales) et de l'ordre de 2 p. 100 pour la totalité de l'activité introduite ; les erreurs étaient respectivement de 2 p. 100 et 0,5 p. 100 avec le compteur à scintillation.

Dans les conditions d'application de cette technique à des extraits chlorhydrique de sols ou de végétaux, ainsi qu'à des solutions chlorhydriques pures, nous avons remarqué que 2 à 3 p. 100 du zinc initial étaient entraînés dans l'effluent lorsque les résines étaient lavées avec 20 ml de KCl M.

En deuxième lieu, nous avons supposé que la séparation des ions interférents pouvait ne pas être complète lorsque ces éléments sont présents en quantités importantes dans la solution d'extraits ; c'est le cas du fer dans les sols ou du cuivre dans les végétaux lorsque certains traitements fongicides amènent une concentration élevée de cet élément sur les feuilles.

Les autres éléments, comme Ni et Co, sont toujours en quantités très faibles et sont normalement éliminés ; c'est pourquoi Fe et Cu ont été plus spécialement étudiés.

Cas du fer dans les sols

Dans les extraits totaux, les quantités trouvées étaient comprises entre 10 et 15 mg pour 1 g de terre, certains sols pouvant en contenir davantage. Après séparation sur les résines, avec 20 ml de solution KCl, il restait encore 10 à 40 mg de fer par litre dans l'extrait final de zinc.

Nous avons mesuré l'importance de l'interférence du fer sur la colorimétrie du zinc par le zincon. En ajoutant des quantités croissantes de fer à des gammes étalons de zinc, les diagrammes suivants ont été obtenus :

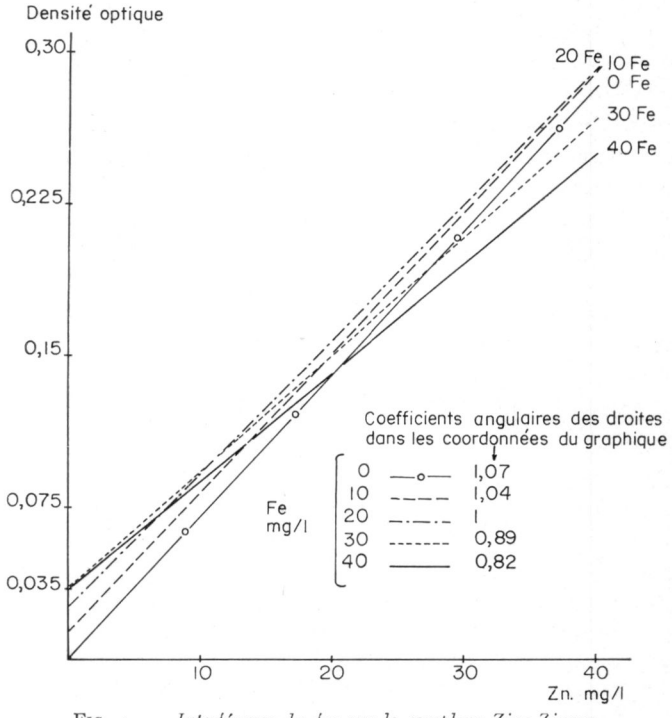


FIG. 4. — *Interférence du fer sur le complexe Zinc-Zincon*

En l'absence de zinc, l'action du fer est nettement positive et croît avec les quantités du fer ajoutées. Lorsque les quantités de zinc et de fer augmentent parallèlement, on note une diminution de la pente des droites d'étalonnage qui met en lumière l'importance de l'interférence du fer.

On voit ainsi qu'en présence de 40 mg/l de fer dans une solution contenant 40 mg/l de zinc, l'écart par rapport au témoin sans fer peut atteindre 9 p. 100.

Cet écart est incompatible, dans la pratique, avec la rigueur de l'analyse ; c'est pourquoi il s'est avéré nécessaire d'obtenir l'élimination totale du fer qui reste fixé sur les résines. On a essayé l'addition supplémentaire de 20 ml de KCl 1 M. On a constaté le déplacement de tout le fer résiduel mais environ 7 p. 100 de zinc sont également entraînés ; 10 p. 100 de zinc en moyenne sont donc perdus lors du lavage des colonnes avec 40 ml de KCl 1 M.

L'acide chlorhydrique en solution 1 M permet aussi le déplacement du fer des résines anioniques (PRATT et BRADFORD, 1958). Le lavage avec 40 ml d'acide chlorhydrique 1 M suivis de 20 ml de chlorure de potassium 1 M amène encore une perte de 8 p. 100 de zinc.

Avec 20 ml de HCl 1 M suivis de 20 ml de KCl 1 M, cette perte atteint seulement 3 à 4 p. 100. Le fer a été complètement éliminé.

Cas du cuivre dans les végétaux

Les quantités de cuivre accumulées sur les feuilles de vigne traitées à la bouillie bordelaise peuvent atteindre 3 à 4 mg par gramme de matière sèche. Ce sont là des quantités extrêmes calculées d'après les quantités appliquées, que l'on ne trouvera probablement pas sur d'autres végétaux. Nous avons voulu, néanmoins, nous assurer qu'en présence de telles quantités tout le cuivre est éliminé à l'aide des réactifs que nous employons. En faisant passer sur colonne de résine une solution contenant 4 mg de cuivre, nous avons trouvé que la solution finale destinée à la colorimétrie contenait encore, après lavage KCl M seul, environ 1 mg de cuivre par litre. Compte tenu de la grande sensibilité du zincon vis-à-vis du cuivre, égale en valeur à celle du zinc, l'erreur introduite dans l'analyse d'un végétal contenant 20 ppm de zinc est de 5 p. 100.

Si on lave avec 20 ml de HCl M suivis de 20 ml de KCl M le cuivre est totalement éliminé, même avec une teneur initiale de 5 mg de cuivre.

b) *Mode opératoire proposé en vue de la séparation du zinc et des ions interférents.*

Nous avons pu vérifier que, au cours des opérations précédentes requises pour une bonne séparation du zinc et des ions interférents, les pertes en zinc par entraînement sont du même ordre lorsqu'on travaille sur des extraits de plantes ou de sols ou sur des solutions pures ; ces pertes restent toujours de l'ordre de 3 à 4 p. 100.

On a ainsi la possibilité de compenser automatiquement l'erreur introduite dans le dosage du zinc, en traitant de la même manière les solutions d'extraits de sols ou de végétaux et chaque solution constituant la gamme de référence.

Pratiquement, on opère comme suit :

— immédiatement avant le passage sur colonne de l'extrait contenant le zinc, verser et laisser s'écouler sur chaque colonne 10 ml de solution HCl 2 M ;

— passer ensuite, en une ou deux fois selon le cas, l'extrait chlorhydrique 2 M de plantes ou de sols ainsi que la *gamme étalon*. Cette dernière, constituée par 6 points de référence exactement connus, très proches de 0 — 10 — 20 — 30 — 40 — 50 µg de zinc, est préparée en partant de : 0-1-2-3-4-5 ml de la solution standard E/100 et en amenant à un volume approché de 30 ou 40 ml (cas du zinc extractible) avec HCl 2 M ;

— laisser s'écouler toute la solution ; laver chaque bécher ou fiole avec 2 ml de HCl 2 M, puis chaque colonne avec encore 2 ml ;

— passer ensuite 20 ml d'acide chlorhydrique 1 M, puis 20 ml de chlorure de potassium 1 M. Éliminer l'ensemble des effluents ;

— placer sous chaque colonne une fiole jaugée de 50 ml puis verser sur les résines 2 fractions de 20 ml de nitrate de soude 0,1 N. Le zinc est ainsi déplacé et totalement récupéré ; la solution est alors prête pour le dosage.

Nota. — Un blanc d'extraction sera effectué également pour chaque série de dosages.

3. *Dosage colorimétrique.*

Ajouter dans chaque fiole, au moyen d'une burette, 5 ml de la solution de réactif au Zincon. Compléter à volume avec de l'eau déminéralisée puis agiter. Attendre 30 minutes et colorimétrer à $\lambda = 620$ mμ. La coloration est stable une dizaine d'heures. Une dégradation rapide de la couleur peut survenir dans certains cas lorsque la poudre de Zincon est conservée depuis longtemps.

4. *Régénération des résines après usage.*

Après analyse de végétaux, on passera sur chaque colonne 30 ml d'acide chlorhydrique 2 M.

Dans le cas des terres, on versera successivement :

10 ml de HCl 12 M
10 ml de HCl 6 M
10 ml de HCl 2 M

Avant chaque série d'analyses, on passera 10 ml de HCl 2 M. Si la vitesse d'écoulement des solutions à travers les colonnes est nettement réduite et inférieure à 20 ml par heure, on soulèvera légèrement la résine à l'aide d'un courant d'air comprimé dirigé depuis la sortie de la colonne ; si nécessaire, les tampons de laine de verre seront remplacés à la partie supérieure.

Durée d'emploi des résines

La faible quantité de résine utilisée dans les colonnes permet son renouvellement régulier. On pourra rejeter les résines après une vingtaine de cycles d'analyses de végétaux et après une dizaine de cycles d'analyses de terres.

5. *Temps requis pour l'exécution d'une série d'analyses (26 dosages).*

végétaux : deux jours et demi

terres : { zinc extractible : deux jours.
zinc total : trois jours et demi.

D. — Discussion et résultats

Sensibilité et précision de la méthode.

D'après Rush et Yoe (1954), la sensibilité de la réaction colorée formée par le complexe zinc-zincon se situe pour une concentration en zinc de 0,003 mg par litre ; dans nos essais, nous n'avons pas pu obtenir moins de 0,02 mg par litre.

Dans la pratique, on peut espérer une bonne précision des mesures lorsque cette concentration est de 0,1 mg par litre, c'est-à-dire lorsque les quantités de zinc sont supérieures à 1 mg par kg de terre (zinc extractible) et à 5 mg par kg de terre ou de

végétal (zinc total). En fait, ces chiffres peuvent être réduits de moitié si on se contente d'une précision médiocre.

Valeur statistique des résultats.

En vue d'étudier la dispersion propre de la méthode de dosage, on a effectué trois séries de répétitions correspondant à chaque type d'extrait.

L'exactitude de la méthode est précisée par l'emploi d'un étalon interne. Les mesures colorimétriques sont faites à l'aide d'un spectrophotomètre UNICAM SP 600.

1. *Dosage du zinc extractible par HCl 0,2 M.*

L'essai est réalisé sur une terre de limons sableux argileux (Réf. 7035) (pH eau = 7,6), cultivée en maïs *I. 4417* présentant des symptômes très marqués de carence zincique. 40 ml de l'extrait sont passés sur les résines. Les résultats sont les suivants pour 16 répétitions :

Zinc ajouté à l'extrait (étalon interne)	µg de zinc trouvés	Analyse statistique
1	6,8	
2	6,8	Moyenne = 6,84
3	6,8	Écart-type σ = 0,232
4	6,2	
5	7,2	Coefficient de variation $\sigma' = \frac{0{,}232 \times 100}{6{,}84} = 3{,}4$ %
6	7,1	
7	6,8	
8	6,8	
9	6,9	
10	6,9	
11	6,6	
12	6,8	
13	7,1	
14	7,1	
15	6,8	
16	6,8	
17 20 µg	27,1	
18 20	26,5	
19 20	27,7	Moyenne = 27,11
20 20	27,1	
21 20	27,1	Zinc trouvé par rapport aux 20 µg ajoutés = 20,3 µg
22 20	27,2	

La teneur moyenne en zinc de la terre est de : $\frac{6{,}84}{4} = 1{,}71$ mg par kg.

Avec P = 0,95, un dosage est compris entre les limites : *1,71 ± 0,12 mg/kg.* ($\pm\ 2\sigma' = \pm\ 6{,}8$ p. 100).

Avec cette même certitude, *un dosage exécuté deux fois* (moyenne) est compris entre les limites 1,71 ± 0,08 mg de zinc par kg $\left(\pm \frac{2\sigma'}{\sqrt{2}} = \pm\ 4{,}8 \text{ p. } 100 \right)$.

2. *Dosage du zinc total dans la terre.*

On a utilisé la même terre que dans l'essai précédent ; chaque échantillon est traité séparément à partir d'une pesée initiale de 1 g de terre broyée.

L'étalon interne est du sulfate de zinc utilisé de préférence au chlorure qui subit quelques pertes au cours de la calcination.

Zn ajouté au sol (étalon interne) sous forme de sulfate	µg de zinc trouvés	Analyse statistique
1	33,9	
2	33,9	Moyenne = 34,19
3	34,4	Écart-type = 0,645
4	34,4	
5	34,4	
6	33,9	Coefficient de variation = $\frac{0{,}645 \times 100}{34{,}19}$ = 1,9 %
7	33,9	
8	35,4	
9	34,1	
10	34,8	*Avec P = 0,95, un dosage isolé est compris* dans
11	33,2	les limites *34,2 ± 1,3 mg de zinc* par kg de
12	34,1	terre (± 3,8 %).
13	34,8	
14	33,5	
15	33,8	*Un dosage fait en double (moyenne) est compris*
16	33	entre *34,2 ± 0,9 mg par kg* (± 2,7 %).
17	35,2	
18	34,8	
19 20 µg	53,3	
20 20	56,4	Moyenne = 54,3
21 20	56,4	
22 20	53,3	Zinc retrouvé par rapport aux 20 µg ajoutés
23 20	53	= 20,1 µg.
24 20	54,6	

3. *Dosage du zinc dans les végétaux.*

Vingt répétitions ont été faites à partir d'une poudre de feuille de pêcher. Prise d'essai 1 g. On a trouvé :

	µg de zinc		µg de zinc	
1	28,4	11	27,8	Moyenne = 27,96
2	27,8	12	27,7	Écart-type = 0,570
3	27	13	28,1	
4	28	14	29,0	Coefficient de variation = 2,04 %
5	28,7	15	28,6	
6	27,6	16	27,8	*Avec P = 0,95, un dosage isolé est compris* entre
7	28,4	17	28,1	*27,96 ± 1,14 mg de zinc* par kg de matière sèche
8	28,4	18	27,1	(± 4,1 %).
9	27,6	19	27,1	
10	28,6	20	27,4	

SUMMARY

APPLICATION OF A SIMPLE TECHNIQUE ALLOWING THE CHEMICAL DETERMINATION OF ZINC IN PLANTS AND SOILS

The author takes over a chemical method of dosage of the Zinc and proposes a convenient application to serial analyses of vegetals and soils.

The determination of the Zinc is done by colorimetry with Zincon (2-carboxy-2-hydroxy-5-sulfoformazylbenzol) after discarding of the disturbing ions by fixation on anionic resins.

The conditions of application of this technique have been studied in detail and the different phases of the Zinc dosage controlled with radioactive Zinc.

Losses of 3 to 4 p. 100 in the Zinc fixed on the resins have thus been put into evidence at the time of the final elution ; the dosage error is evened out if the controls are submitted to the same treatments on the resins, as the sample to be dosed.

The possible interferences of iron and copper in the extraction solutions have been examined.

The preparation of the plant extracts is done by calcination at 500°C ; that of the soil extracts by shaking in a medium of diluted hydrochloric acid (extractable fraction) or by attack by hydrochloric acid with preliminary calcination at 500°C (determination of the « total » reserves).

The determination results have a coefficient of variation of 2 p. 100 for plant analyses, 3,4 p. 100 for the Zinc extractable from the soil and 1,9 p. 100 for the total Zinc.

The accuracy of the measurements lessens for Zinc concentrations under 0,5 mg per kg soil.

ZUSAMMENFASSUNG

ANWENDUNG EINER EINFACHEN TECHNIK ZUR BESTIMMUNG DES ZINKS IM BODEN UND IN DEN PFLANZEN

Der Verfasser übernimmt eine chemische Bestimmungsmethode des Zinks und schlägt eine bequeme Anwendung für Serienuntersuchungen in Pflanzen und im Boden vor.

Die Bestimmung des Zinks wird kolorimetrisch mit Zinkon (2-Carboxy-2-Hydroxy-5-Sulfoformazylbenzol) ausgeführt, nach Abtrennung der störenden Ionen, die auf anionische Harze festgelegt werden.

Die Anwendungsbedingungen dieser Technik wurden im Einzelnenen geprüft und die verschiedenen Phasen der Zinkbestimmung mit radioaktivem Zink geprüft. So wurden 3-bis 4-prozentige Verluste des auf Harz festgelegten Zinks im Augenblick der Endelution herausgestellt ; der Bestimmungsfehler wird ausgeglichen, wenn man die Kontrollen den gleichen Behandlungen auf Harze unterwirft.

Es werden die möglichen Eisen-und Kupferinterferenzen in den Extraktionslösungen geprüft.

Die Vorbereitung der Pflanzenextrakte geschieht durch Glühen bei 500°, diejenige der Bodenextrakte durch Schütteln mit verdünnter Salzsäure (extrahierbare Fraktion) oder durch Aufschliessung mit konzentrierter Salzsäure mit vorausgehendem Glühen bei 500° (Bestimmung der « totalen » Reserven).

Die Bestimmungsresultate haben einen Variationskoeffizienten von 2 p. 100 für Pflanzenuntersuchungen, 3,4 p. 100 für das aus dem Boden extrahierbare Zink und 1,9 p. 100 für das Gesamtzink.

Die Genauigkeit der Messungen wird schlechter für Zinkonzentrationen unterhalb 0,5 m pro Kg Erde.

Применение простого технического приема для химического дозажа цинка в почвах и растениях.

А. ДАРТИГ.

РЕЗЮМЕ

Автор разсматривает метод химического дозажа Цинка и в виду его удобства, предлагает его применение при серийных анализах растений и почв.

Дозаж Цинка производится при помощи колориметрии с Цинконом (2-карбокси-2-гидрокси-5-сульформацилбензэн) после отделения от него мешающих ионов фиксирующихся на анионитных смолах.

Условия применения этого технического способа детально изучались автором и различные фазы анализа Цинка были проверены с помощью радиоактивного изотопа этого элемента. Благодаря этому, при конечной элюции удалось выяснить что потери от 3 до 4 % Цинка были вызваны его закреплением на анионитах; ошибка в результатах анализа может быть компенсирована если подвергнуть всю гамму референций той-же обработке смолами, что и пробу предназначенную для дозажа. Автор разбирает затем возможности интерференции Железа и Меди в экстракционных растворах.

Приготовление растительных вытяжек производилось при помощи озоления при 500°; почвенные экстракты приготовлялись с помощью взабалтывания в разбавленной солянокислой среде (экстрагируемая фракция) или атаки концентрированной соляной кислотой после озоления при 500° (определение « валовых » запасов).

Коэффициент вариаций полученных таким образом результатов равен 2 % для растительных анализов, 3,4 % для экстрагированного Цинка почв и 1,9 % для валового Цинка.

Точность определения становится посредственной при концентрациях Цинка не достигающих 0,5 мг/кг почвы.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

COPPENET M.,, CALVEZ J., 1955. Origine de la déficience en cuivre dans les sols de Bretagne. *C. R. Acad. Agric. Fr.*, 1068-1070.

DARTIGUES A., DELMAS J., LUBET E., ROUTCHENKO W., 1963. Premiers résultats sur l'étude de la carence en zinc dans le Sud-Ouest. *C. R. Acad. Agric.* 266-279.

JOUIS E., LECACHEUX M. T., 1964. Une méthode de routine pour le dosage du zinc dans les sols. Application aux sols de Haute-Normandie. *Ann. agron.* **15**, 499-510.

MAZOYER, R., 1961. Emploi des résines anioniques en chimie analytique agricole. Application au dosage du zinc. *Ann. agron.*, **12**, 609-617.

PINTA M., 1962. Recherche et dosage des éléments-traces. Dunod, Paris.

PRATT P. F., BRADFORD G. R., 1958. Separation and determination of total Copper and Zinc in soils. *Soil Sci. Soc. Amer, Proc.*, **22**, 399-402.

RUSH R. M., YOE J. H., 1954. Colorimetric determination of Zinc and Copper with Zincon. *Anal. Chem.*, **26**, 1345-1347.

SCHARRER K., JUDEL G. K., 1956. Zur quantitativen Bestimmung von Spurenelementen auf spektrochemischen Wege. *Z. Pflanzen Düng.*, **73**, 107-115.

THUN R., HERMANN R., KNICKMANN E., 1955. Handbuch der landwirtschaftlichen Versuchs und Untersuchungsmethodik. *Methodenbuch. Band*, **1**.

TUCKER T. C., KURTZ L. T.,1955. A comparison of several chemical methods with bio-assay procedure for extracting zinc from soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **19**, 477-481.

ULRICH A., JOHNSON C. M., 1959. Plant analysis and analytical methods. *Calif. Agric. Exper. Sta. Bull.*, 766, 71-76.

Ann. agron., 1966, **17** (1), 91-92.

CHRONIQUE DES LIVRES

J. DELVIGNE — PÉDOGENÈSE EN ZONE TROPICALE. LA FORMATION DES MINÉRAUX SECONDAIRES EN MILIEU FERRALLITIQUE. — Paris, Dunod, O. R. S. T. O. M., 1965, 177 p.

Dans cet ouvrage, l'auteur présente les résultats de son étude sur l'altération des roches basiques réalisée en Côte-d'Ivoire, à partir d'un certain nombre de profils.

La première partie (p. 5-36) est consacrée à l'étude du milieu, à la description morphologique des profils et aux méthodes d'études.

La deuxième partie (p. 39-117) traite séparément des comportements des aluminosilicates (plagioclases) et des minéraux ferromagnésiens (pyroxènes, amphiboles) au cours des phénomènes d'altération en milieu ferrallitique ivoirien. En utilisant principalement le microscope polarisant, l'auteur a tenté de saisir les diverses étapes des transformations : Plagioclases → Gibbsite et Ferromagnésiens → Goethite et de mettre en évidence ainsi les constituants transitoires, isotropes et amorphes qu'il a dénommés Gels. On peut regretter l'utilisation de ce mot lié jusqu'alors aux phénomènes colloïdaux et ce d'autant plus que dans la pensée même de l'auteur, il s'agit bien de « structure désorganisée » et non de floculat mixte résultant de l'altération. Les lecteurs non avertis des questions cristallochimiques ou qui liraient l'ouvrage trop rapidement, auront peut-être tendances à mal interpréter les processus transitoires, tels qu'ils ont été mis en évidence par l'intermédiaire de l'étude microscopique.

Enfin la troisième partie (p. 121-147) fait le bilan des travaux ; elle brosse tout d'abord un tableau classique du cycle géochimique des éléments majeurs en zone tropicale puis se termine par un chapitre où l'auteur expose la façon dont il entrevoit la genèse de la Gibbsite et de la Kaolinite en milieu ferrallitique.

Ouvrage intéressant qui a le grand mérite en particulier de remettre en honneur l'utilisation du microscope polarisant comme méthode fondamentale de l'étude de la décomposition des minéraux et des roches.

G. P.

LE POTASSIUM ET LA QUALITÉ DES PRODUITS AGRICOLES (RAISINS DE TABLE ET VINS, OLIVE ET HUILE D'OLIVE, TOMATES, LIÈGE). COMPTE RENDU DU 3e COLLOQUE DE L'INSTITUT INTERNATIONAL DE LA POTASSE. — LISBONNE (Portugal), 1964. Berne, Institut international de la Potasse, 1965, 214 p.

Le colloque régional de Lisbonne était rattaché comme les précédents colloques tenus à Wexford et à Morat, au thème général : « Le potassium et la qualité des produits agricoles ». Il fut consacré à l'étude de la qualité de quelques produits agricoles plus spécialement de zone méditerranéenne (Raisins de table et vins, olive et huile d'olive, tomates, liège) et à l'influence importante de la fertilisation potassique sur cette qualité, compte tenu des caractères organoleptiques, de la valeur alimentaire, du pouvoir de conservation et des propriétés technologiques.

J. L.

ZACHARIAE (G.) — SPUREN TIERISCHER TÄTIGKERT IM BODEN DES BUCHENWALDES. — (TRACES D'ACTIVITÉ ANIMALE DANS LE SOL DE LA FORÊT DE HÊTRES). Hamburg, Verlag Paul Parey, Forstwiss Forsch., nº 20, 1964, 68 p., 20 photos et figures, 210 réf. bibl. (texte allemand, résumé anglais).

Les résultats de sept années d'observations de l'activité animale (10 cm) dans plusieurs forêts de hêtres (Forêt-Noire, Harz, Bavière, Basse-Saxe, Vogelsberg) sont donnés pour divers sites, caractérisés par la nature et la durée des travaux forestiers et la nature du sol, à diverses époques de l'année.

Les types de sols étudiés sont des limons et des lœss, limon d'origine basaltique ou lœssique, sur calcaire coquiller, limon sableux d'origine granitique glaciaire et périglaciaire, d'origine grèseuse, lœssique et calcaire, (Muschelkal). Les trois couches de leur litière (L, F, H) sont caractérisées qua-

litativement par la méthode micromorphologique en fonction de la décomposition des débris végétaux et de l'importance des déjections des animaux.

Les populations animales ne sont définies ni spécifiquement ni numériquement mais l'étude de lames minces (40 μ) faites dans des échantillons (4 × 6 × 8 cm) de sol plastifié par une résine polyester permet de localiser les zones d'activité de la faune.

La formation de la structure est ainsi mise en évidence sous l'action des groupes les plus importants : les Lombricides (*Lumbricus terrestris*, *Allolobophora* sp., *Dendrobaena octaedra*, *D. rubida*), les Enchytraeides, les Microarthropodes (Collemboles, Acariens), les larves de Diptères, de Bibions, de Tipules, les Protozoaires...

Ce travail apporte des nouvelles données sur le rôle de la faune dans la formation de l'humus et sur la biologie des animaux du sol. Il sera lu avec intérêt par tous ceux que le rôle des organismes dans l'économie pratique de l'humus préoccupe : forestiers, pédologues, agronomes. et zoologistes...

C. J.

KOBLET (R.). — DER LANDWIRTSCHAFTLICHE PFLANZENBAU. UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTUNG DER SCHWEIZERISCHEN VERHÄLTNISSE. (LES CULTURES AGRICOLES, COMPTE TENU DES CONDITIONS DE LA SUISSE). — Basel, Stuttgart, Birkhäuser Verlag, 1965, 829 p. (« Reihe der experimentellen Biologie, Bd. 16).

La présente monographie a été écrite en tenant compte des conditions qui existent en Suisse, pays de montagne aux multiples climats et sols, mais le tout à la lumière de la bibliographie mondiale.

Dans une première partie, l'auteur passe en revue le climat, le sol, le relief et les traditions. Dans une seconde partie, il traite de la forêt, des pâturages et des cultures spéciales. La troisième partie est consacrée aux méthodes (assolements, travail du sol, fertilisation, semis et récoltes). Dans les quatrième et cinquième parties sont traitées diverses questions qui se posent lors de la culture des différentes plantes. Une très abondante bibliographie termine le travail.

Le livre s'adresse à des agronomes de formation universitaire, aux élèves des écoles d'agriculture et aux techniciens. En tenant compte de certaines régions, situées du fait des difficiles conditions d'exploitation, à la limite des surfaces exploitables, l'auteur a voulu montrer qu'il serait inadmissible, vu la poussée démographique mondiale, de laisser les montagnards dans l'ignorance de ce qui peut constituer pour eux un progrès.

A. R.

MISES AU POINT DE CHIMIE ANALYTIQUE ORGANIQUE, PHARMACEUTIQUE ET BROMATOLOGIQUE (PUBLIÉES SOUS LA DIRECTION DE J. A. GAUTIER ET P. MALANGEAU. — Quatorzième série, Paris, Masson, 360 p., 1965.

Cet ouvrage, quatorzième de la série, comprend les six articles suivants :

J. A. BERGER et G. MEYNIEL : Développements récents de la chromatographie sur couches minces.

J. BURÉ : Méthodes d'appréciation des caractères physiques dans les industries des céréales.

P. J. ELVING, W. A. STRUCK, D. L. SMITH : Electrochemical behavior of purines and pyrimidines. Analytical utilization. (Comportement électrochimique des purines et des pyrimidines. Applications analytiques).

J. JAULMES : Les méthodes internationales et les nouvelles méthodes officielles d'analyse des vins et des moûts.

J. PARELLO : Applications analytiques de la résonance magnétique nucléaire. (R. M. N.).

M. VIGNERON : Analyse par rayonnements des amino-acides et de leurs polymères. Principes et applications.

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 27, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles séparées seront utilisées pour les références bibliographiques, les tableaux, les légendes des figures et graphiques.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire :* il ne devra pas comporter d'abrévation, ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs*, précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; — *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement* dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :

a) *sommaire :* résumé suffisamment précis pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction*, dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé*, en donnant sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats*, à présenter de la manière la plus brève possible ; e) *discussion et conclusion ;* f) *résumé* destiné à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour la collaboration, les fonds, les dons... ; h) *références bibliographiques.*

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français très *complet* placé en tête de l'article. Les figures, graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc). l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : (DUPONT et DUVAL, 1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de *et al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses, de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatre langues mentionnées) ; le titre du périodique en abrégé, selon la World-List of Scientific Periodicals, sur le Bulletin Signalétique du C. N. R. S. ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera en plus le nom de l'auteur du chapitre cité, le nom des rédacteurs principaux, précédé de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention « communications personnelles » ou « données non publiées », etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d' « Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponibles est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant disposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit. Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur une feuille séparée, et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés *à l'état de projets*, leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5, *soit* × 0.25.

Il est rappelé que le format utile des Annales est : 19 × 12,5 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées.

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur feuilles séparées et porter les numéros des figures.

Correction des épreuves : les auteurs recevront deux épreuves à corriger. Les corrections « d'auteur » ne sont autorisées que sur le premier jeu d'épreuves.

Envoi du manuscrit : M. HENIN, Centre national de Recherches agronomiques, Versailles (Seine-et-Oise), France. On demande deux exemplaires.

Le Directeur-Gérant : M. L. CAGNAC

Imprimerie Bussière à Saint-Amand (Cher), France. — 15-7-1966.

Dépôt légal : 3e trimestre 1966. N° d'impression : 952.

ANNALES
AGRONOMIQUES

VOLUME 17 1966 NUMÉRO 2

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE
149, rue de Grenelle, Paris-7e

Ann. agron., 1966, **17** (2), 99-141.

LE MASSIF DE GRANITE A 2 MICAS DE LA PIERRE-QUI-VIRE (YONNE ET NIÈVRE) ÉTUDE PÉTROGRAPHIQUE DE SES DIFFÉRENTS FACIÈS

PREMIÈRE PARTIE

J. DEJOU

avec la collaboration technique de Colette CHAUMONT, Monique JACQUIN,* P. AUBRY*

Station agronomique, 36 - Châteauroux

SOMMAIRE

L'examen du massif de granite à 2 micas de la Pierre-qui-Vire permet de reconnaître 3 faciès principaux qui se succèdent de façon concentrique : un faciès à grain fin à périphérie, puis un faciès de transition à grain moyen, enfin un faciès à gros grain interne, le plus important par la superficie occupée.

Quel que soit le faciès, ces granites montrent une remarquable homogénéité dans leurs constitutions minéralogique et chimique.

GÉNÉRALITÉS SUR LA RÉGION ÉTUDIÉE

Le massif de granite à 2 micas de la Pierre-qui-Vire, situé dans le Morvan-Nord, affecte, comme l'indique le schéma 2, une forme très irrégulière, en raison de ses nombreuses apophyses qui s'enfoncent en doigt de gant dans les formations voisines. Ses plus grandes dimensions sont de 16 km environ dans le sens nord-sud, et de 23 km dans le sens ouest-est. Il occupe la région comprise entre Quarré-les-Tombes, la Roche-en-Brenil, Saulieu et Saint-Brisson ; il couvre en particulier les forêts domaniales au Duc et le bois de la Pérouse au sud de Quarré-les-Tombes, les forêts de Breuil et de Chenue entre Dun-les-Places et Saint-Brisson, la forêt de Saint-Léger, où, à la faveur d'une clairière a été bâti le monastère de la Pierre-qui-Vire autour duquel on peut observer aisément la roche ; enfin, les régions de Saint-Germain-de-Maudéon, Molphey, Saint-Agnan et la forêt domaniale de Saulieu. Il faut signaler qu'au nord de cette dernière localité, son extension est beaucoup plus importante

* Station d'Agronomie du Centre-Est, 21-Dijon.

que celle indiquée par la carte géologique de Château-Chinon au 1/80 000. En effet, tout le périmètre situé, d'une part, à l'ouest de la route N. 80 Saulieu-Châtillon-sur-Seine comprenant les zones des bois de Genetoy et de Haute-Cogne, et d'autre part le bois de Nisserteau à l'est de cette voie de communication, font partie intégrante du massif de la Pierre-qui-Vire. Nous rejoignons ainsi les conclusions de E. RAGUIN (1942) qui écrivait : « Figurées comme gneiss sur certaines cartes géologiques, les roches de Saulieu ne sont pas des gneiss, mais formées d'un granite se rattachant directement à celui de Château-Chinon. »

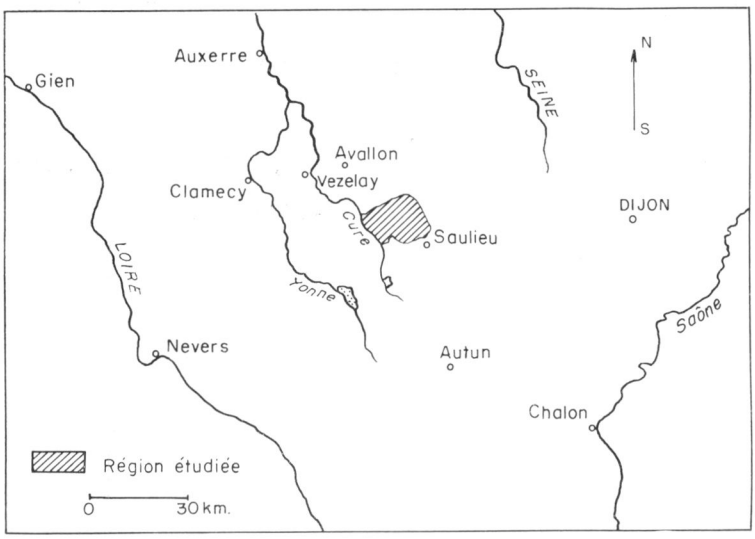


FIG. 1. — *Croquis de situation*

La physionomie du pays se présente comme un ensemble aplani, correspondant à la surface d'érosion antétriasique, entaillé par les vallées profondes de la Cure, du Trinquelin et celle moins encaissée du Vernidard. Cet aplanissement du relief est en particulier remarquable depuis Saint-Brisson à Quarré-les-Tombes, de même qu'à l'est, de Jarnois à Romanet et de Saint-Didier à la Roche-en-Brenil ; ailleurs on rencontre une succession de croupes, mollement arrondies et couvertes de futaies. L'altitude moyenne oscille autour de 500-550 m dans les parties centrale et orientale du massif, tandis qu'elle s'abaisse insensiblement vers le nord suivant le schéma classique du Morvan pour atteindre 450 m environ autour de Quarré-les-Tombes, Saint-Léger-Vauban et Saint-Andeux.

L'exploitation du manteau forestier est l'une des principales ressources de la région et la forêt gagne sans cesse du terrain aux dépens des cultures. Les jeunes plantations d'épicéas destinées à la production des « sapins de Noël » s'étendent de plus en plus (Jacqueline BONNAMOUR, 1962) et occupent des sols dotés parfois de potentialités culturales certaines, qu'il est bien dommage alors de voir délaisser pour cette production. A côté de la forêt nettement dominante, on rencontre quelques terres de culture et surtout des prairies qui trouvent des conditions climatiques, notamment une pluviosité élevée, tout à fait favorables à leur installation. Il semble

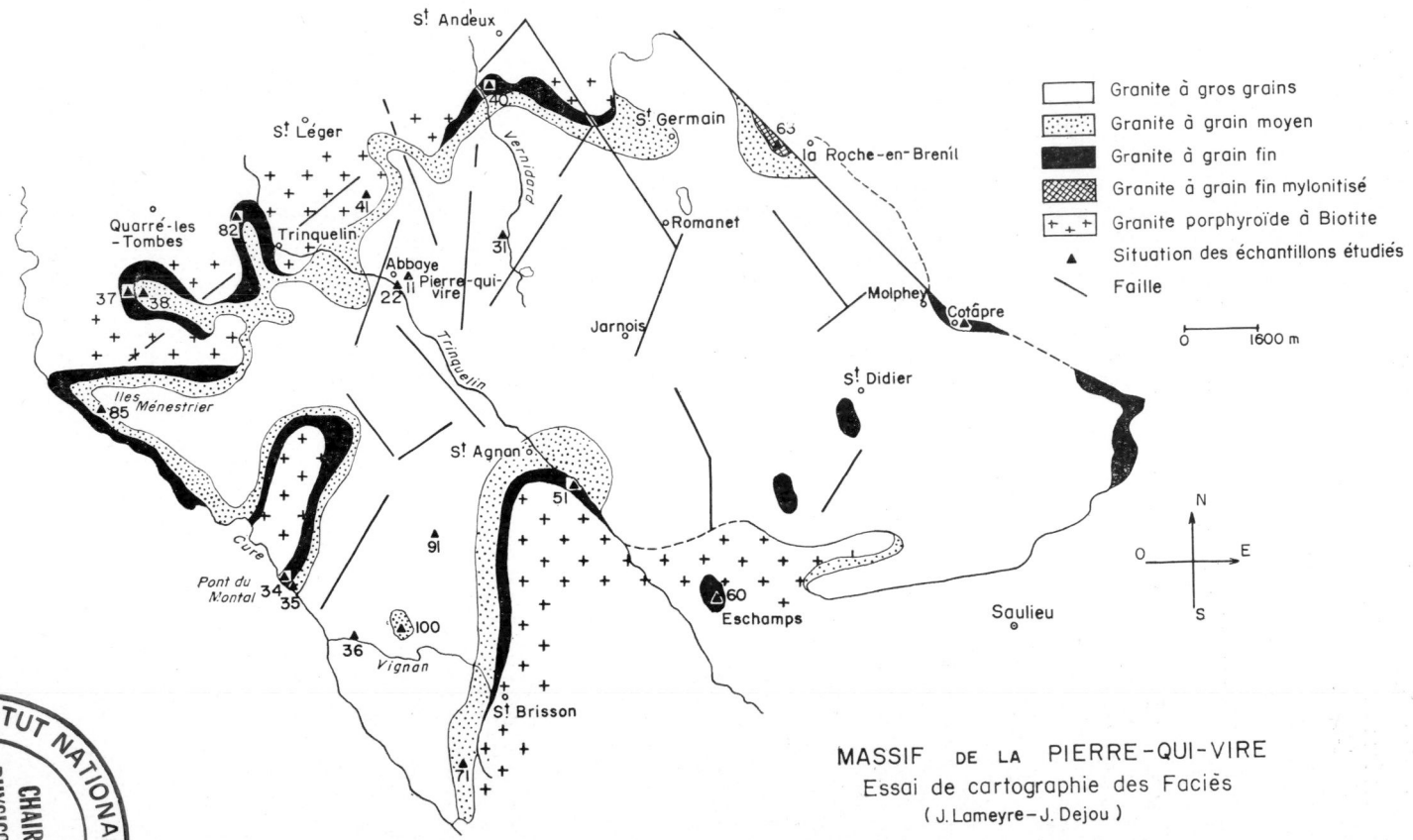


FIG. 2. — *L'enclave située au Sud de celle de St Didier, et cartographiée granite à grain fin est en réalité du granite à grain moyen*

CENTRE - INSTITUT NATIONAL AGRONOMIQUE
CHAIRE DE PHYSICO-CHIMIE ET SCIENCE DU SOL
GRIGNON

que dans ce domaine un effort pourrait être tenté de la part des agriculteurs pour en accroître les rendements, comme en témoignent les résultats encourageants acquis à la Pierre-qui-Vire.

APERÇU HISTORIQUE DES RECHERCHES GÉOLOGIQUES

Cette région a été reconnue dès 1879 par Auguste MICHEL-LÉVY, puis par Albert MICHEL-LÉVY (1908) qui toutefois dans sa thèse rend compte surtout de la géologie du Morvan central et oriental. Vinrent ensuite les travaux de J. BEAUJEU-GARNIER (1951) se rapportant à la morphologie et le mémoire de H. COCHET (1953) qui traite de la pétrographie particulière de ce massif. Cet auteur avait été frappé par la présence de plusieurs faciès dont il décrivit trois types fondamentaux : un premier à gros grain (La Pierre-qui-Vire), un second à grain fin (La Roche-du-Chien) et un troisième intermédiaire (La Roche-des-Fées près de Quarré-les-Tombes). Il étudia également les formations géologiques voisines : au nord, les anatexites à cordiérite, observables à Moulin-Colas où elles entrent en contact, sur une faible distance avec le massif de la Pierre-qui-Vire et un granite porphyroïde à biotite constituant la bordure sud des anatexites se reliant à la grande région granitique de Lormes-Château-Chinon. Granite à 1 mica et Granite à 2 micas se trouvent ici très souvent au contact qui se développe suivant un contour sinueux, déterminé par les nombreuses digitations du massif de la Pierre-qui-Vire. A l'est ce sont les formations liasiques de la Bourgogne. Au sud-ouest, un ensemble de microgranites limite le massif et le contact est visible sur le route Gouloux-Montsauche au-delà du Pont sur la Cure ; enfin, au- sud-est, dans la zone d'Eschamps, on retrouve à nouveau des granites dont les faciès sont proches de ceux de Lormes.

Mais d'autres travaux actuellement en cours, viendront bientôt compléter la connaissance de cette région. Citons ceux de Y. VIALETTE s'intéressant à la géochronologie du massif à la suite de ses déterminations des âges des granites de Gien-sur-Cure et de Luzy (1962), puis des Settons et de Château-Chinon en collaroration avec J. DESPOIS et H. SANSELME (1963), et la thèse de Jacqueline BONNAMOUR envisageant l'ensemble de ses aspects géographique, physique, humain et économique.

BUT DE L'ÉTUDE

L'étude de ce granite à 2 micas a été reprise de façon systématique en utilisant pour base les levés de détail réalisés par la mission Morvan-Charolais du C.E.A. et avec pour but 2 objectifs essentiels : l'examen pétrographique entrepris avec la collaboration de J. LAMEYRE et l'examen pédologique. Ce premier mémoire sera donc consacré à la pétrographie du massif, considéré comme matériau originel des produits d'altération qui le surmontent ; un second, publié ultérieurement, visera le mécanisme de l'altération des différents faciès rencontrés, avec présentation d'essais de bilans minéralogiques établis après séparation des minéraux constituant les granites.

EXAMEN DES DIFFÉRENTS FACIÈS DU MASSIF DE LA PIERRE-QUI-VIRE

La structure du massif se présente telle que l'a décrite H. COCHET (1953). A la suite de quelques 120 observations, on peut noter 3 faciès principaux dont la répartition est figurée dans le schéma 2, et dont la zonéographie est précisée dans le bloc diagramme et les coupes des schémas 3 et 4. Ces faciès sont les suivants :

1. *Un faciès à gros grain,* représentant le type fondamental, le plus largement répandu, à l'exception de la périphérie du massif où il est absent. On peut l'observer autour du monastère de la Pierre-qui-Vire, à la Roche-du-Chien, le long du Vernidard, dans le Bois-des-Montées sur la route Quarré-les-Tombes à Saint-Brisson, ou à proximité de Saulieu, le long d'une tranchée livrant passage à la voie ferrée Saulieu-Avallon.

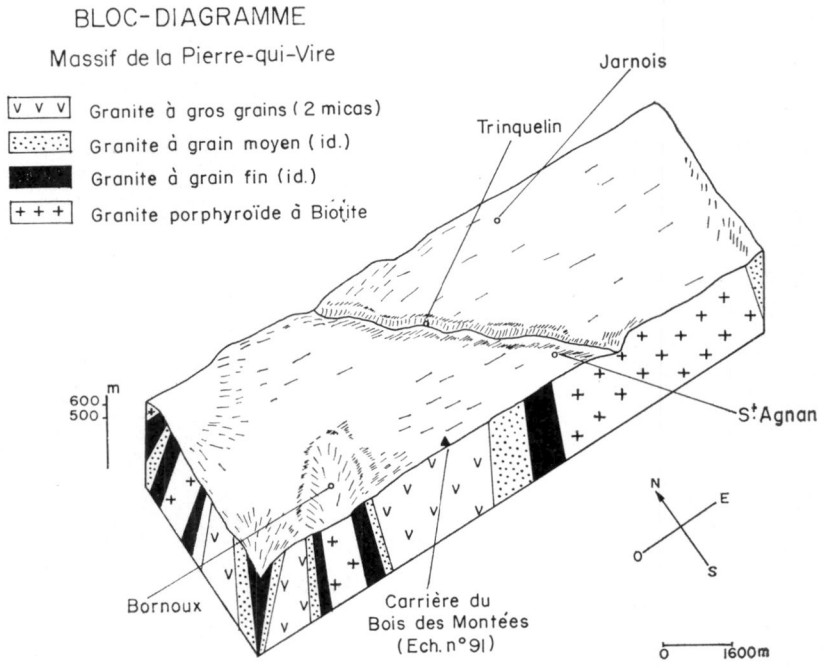


FIG. 3. — *La zone laissée en blanc dans la partie gauche du croquis est un granite à grain moyen*

Les cristaux sont caractérisés par une tendance à l'idiomorphisme et la taille des plus grands d'entre eux atteint 1 cm. Ils se distinguent ainsi aisément de ceux constituant le granite porphyroïde à Biotite du type Lormes au nord et au sud-est du massif. A signaler toutefois une tendance porphyroïde des granites à 2 micas de Maison-Baude au nord-ouest de Saulieu, où les porphyroblastes de feldspaths potassiques approchent 2 cm.

2. *Un faciès à grain moyen,* intermédiaire entre le type à gros grain et les aplites, où la dimension des plus grands cristaux de feldspaths atteint rarement 0,5 cm. De beaux affleurements peuvent être observés à la Roche-des-Fées, au sud de Quarré-les-Tombes — ce gisement a été retenu pour type — le long de la vallée de la Cure, notamment au Rocher de la Pérouse et au Pont-du-Montal, dans la forêt de Breuil et au Bois-Rapé au sud de Saint-Brisson.

3. *Un faciès marginal à grain fin* où la taille des cristaux est encore plus réduite : 0,2 à 0,3 cm. Il est parfaitement représenté au Pont-du-Montal, à Saint-Agnan, à Eschamps et à la Roche-en-Brenil. Cette dernière localité comporte des carrières

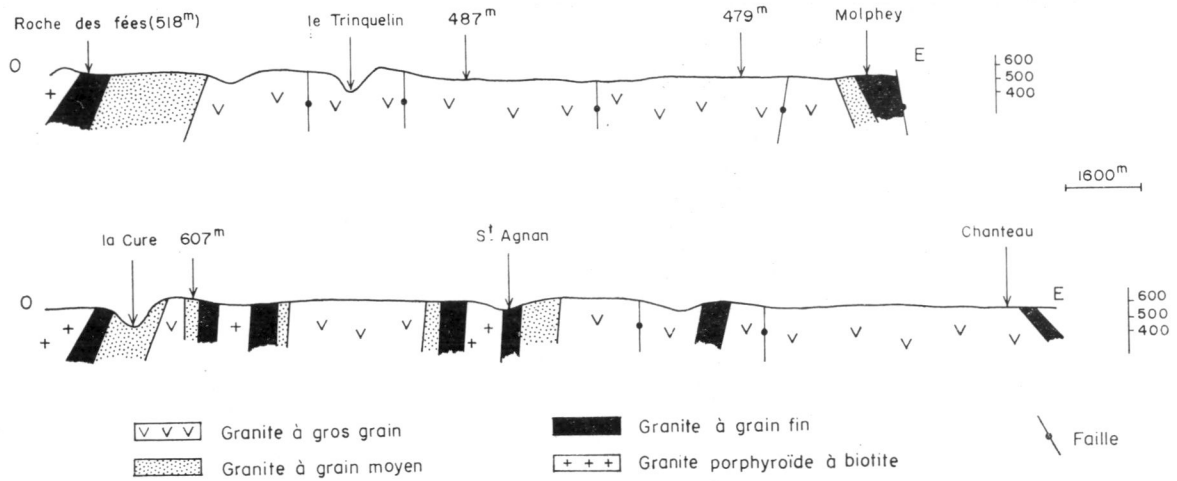


FIG. 4. — *Coupes à travers le massif de granite à 2 micas de la Pierre-qui-Vire*

très importantes, activement exploitées pour la construction de routes et des ballasts de chemin de fer. Elles fournissent sans conteste les échantillons les plus fins, mylonitisés au passage d'une grande faille se prolongeant jusqu'à Côtapre.

Photo : J.LAMEYRE, Clermont.

Granite à 2 micas à gros grain
— Échantillon 36 — La Roche du Chien — Grossissement 10 —

Sur le terrain, la disposition de ces différents types structuraux n'est pas quelconque. Autour de la masse fondamentale à gros grain, ils dessinent des auréoles concentriques, de largeur variable, caractérisées par des faciès de plus en plus fins, au fur et à mesure que l'on s'éloigne du cœur du massif. Le passage d'un faciès à l'autre s'effectue toujours grâce à des transitions ménagées qu'il est facile de déceler et certaines sont tout à fait remarquables. Citons en particulier l'itinéraire la Roche-du-Chien, faciès à gros grain, et le Pont-du-Montal où la même carrière livre le faciès moyen et fin, et celui menant des îles Ménestrier sur la Cure au cœur de la forêt domaniale au Duc. On rencontre d'abord les aplites le long de la rivière, puis le faciès à grain moyen identique à celui des Fées, et par des transitions insensibles, où la taille des cristaux grandit peu à peu, on aboutit au type à gros grain classique, à proximité du croisement de la route forestière de Dun.

Toutefois, l'ordonnancement régulier des 3 faciès n'est pas respecté d'une manière parfaite, car on découvre au sein du granite à gros grain quelques enclaves aplitiques, notamment au sud de Saint-Didier et dans le Bois de la Vente aux Rameaux.

Dans le Massif central, plusieurs massifs granitiques, notamment celui du Mont-Lozère étudié par P. LAPADU-HARGUES (1960) montrent une différenciation de

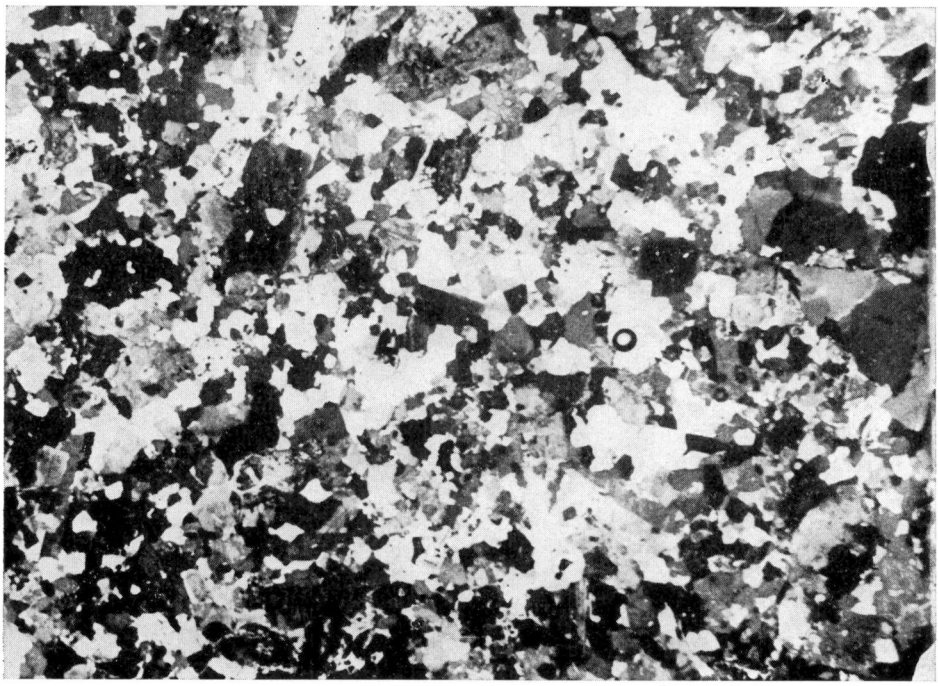


Photo : J. LAMEYRE, Clermont.

Granite à 2 micas à grain fin

— Échantillon 37 — La Roche des Fées — grossissement 10 —

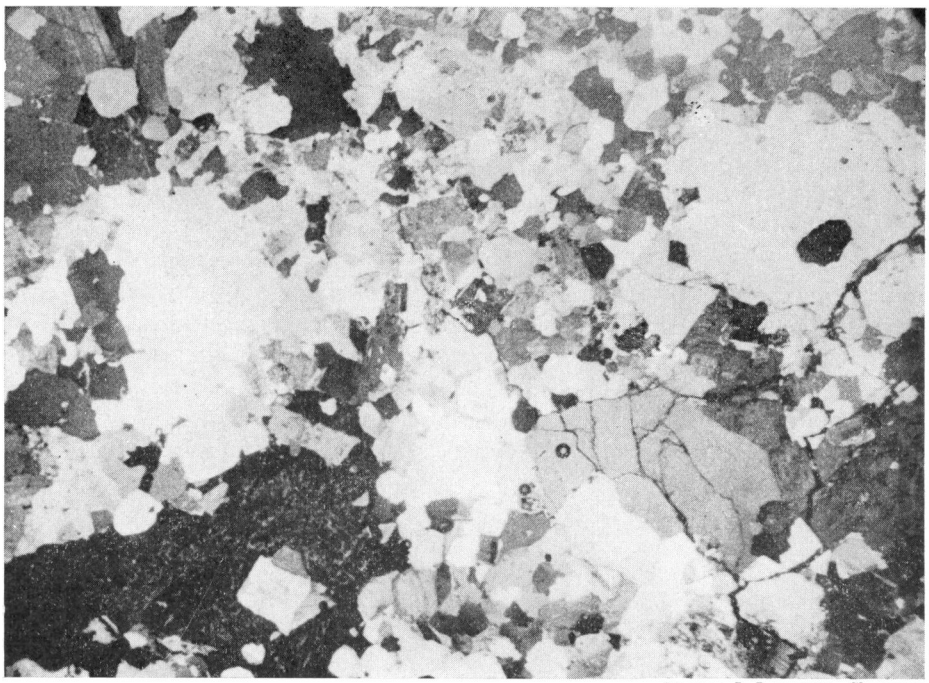


Photo : J. LAMEYRE, Clermont.

Granite à 2 micas à grain moyen

— Échantillon 38 — La Roche des Fées — grossissement 10

faciès caractérisés aussi par la taille variable de leurs cristaux, et le passage continu d'un type à l'autre. Mais il semble que leur zonéographie ne soit pas aussi régulière qu'à la Pierre-qui-Vire.

ÉTUDE PÉTROGRAPHIQUE DES GRANITES A 2 MICAS

Les variations de la dimension des cristaux, absolument primordiales, permettent d'établir aisément une classification des granites de la Pierre-qui-Vire. Mais à l'intérieur de chaque faciès, existe une relative homogénéité, tant dans l'aspect macroscopique que microscopique des différents échantillons. Et de plus, des analogies si remarquables lient les 3 faciès typiques, que la taille apparaît en définitive comme le seul caractère variable dans l'ensemble du massif. En effet, ces granites fournissent partout, quel que soit le grain, de belles roches à reflet rose, dont certains gisements sont exploités pour les constructions ou les monuments. La structure se rattache au type à plagioclases automorphes et l'examen microscopique de plusieurs échantillons de faciès différent montre une remarquable unité dans la composition minéralogique qui est la suivante :

Quartz,
Perthite,
Albite,
Biotite,
Muscovite,
Cordiérite, absente dans quelques prélèvements,
Tourmaline, très sporadique,
Minéraux opaques, rares.

Le tableau 1 précise en outre que la teneur en Quartz, Plagioclases et Feldspaths potassiques, calculée d'après les paramètres CPIW, est pratiquement identique dans les 3 faciès du granite.

TABLEAU 1

Massif de la Pierre-qui-Vire

	Granites à gros grain (5 échantillons)	Granites à grain moyen (5 échantillons)	Granites à grain fin (8 échantillons)
Moyenne de la teneur en Quartz calculée par paramètres C.P.I.W.	33,83	35,80	35,47
Teneurs en Feldspaths K	25,24	24,96	24,95
Teneurs en Plagioclases	33,14	32,37	33,35
Autres minéraux (Biotite, Muscovite, Cordiérite, Minéraux opaques (rares))	7,79	6,87	6,23

1. Granites a gros grain

Description des échantillons prélevés autour du monastère de la Pierre-qui-Vire et choisis comme type, du rocher de la Pérouse et de la forêt de Saulieu

(échantillons 11-22, 68-87, dont la localisation exacte figure au tabl. 7, en annexe).

Le Quartz développe de grandes plages, de forme pseudo-rectangulaire, aux extinctions normales, et caractérisées par une soudure assez lâche avec les minéraux voisins. Des canalicules comportant parfois des élargissements locaux, séparent les cristaux, où peuvent s'insinuer des paillettes de micas ou des oxydes de fer. Ce sont également des voies de circulation pour l'eau, « agent fondamental de l'altération » pour reprendre une expression de F. Rinne (1949). Quelques quartz sont également affectés de fines fractures, tandis que d'autres ont englobé des fragments de Biotite ou de Muscovite.

Le Feldspath alcalin est une Perthite parcourue par de fines veines d'Albite, et parfois auréolée d'une frange albitique fraîche. Il apparaît en grandes plages, la plupart du temps plus étendues que celles des Quartz et des Plagioclases. Les cristaux ont une teinte grise, avec des reflets chatoyants, et certains d'entre eux montrent des cassures tout comme les Quartz.

Le Plagioclase est une Albite en cristaux automorphes bien nets, et dont l'importance semble du même ordre que le Quartz. Très peu de plages intactes : les fins clivages sont envahis fréquemment par la Séricite pouvant s'irradier dans tout le cristal, indiquant ainsi une altération relativement avancée qui gêne leur identification. Parfois l'Albite a englobé de la Biotite.

Biotite : assez importante dans les lames observées. On distingue des plages rectangulaires et d'autres très allongées. dont quelques-unes sont effilochées à leurs extrémités. Le polychroïsme est net et passe du brun au jaune paille clair. Les sections ne sont que partiellement et faiblement chloritisées, mais contiennent de nombreuses auréoles pléochroïques.

Muscovite : moins abondante que la Biotite. Les cristaux peuvent être isolés, ou soudés à la Biotite, ou former avec ce minéral un enchevêtrement complexe. Le phénomène de muscovitisation des granites de la Pierre-qui-Vire a fait l'objet d'une note récente de J. Lameyre et M. Roques (juin 1964) tandis qu'en même temps (1964) P. Lapadu-Hargues précisait la signification de ce minéral dans les granites en général, montrant son apparition à « partir d'un fond où existe un excès d'aluminium sur les alcalis ».

Cordiérite : peu abondante. On ne la rencontre pas ici à l'état frais, mais totalement pseudomorphosée en Pinnite anisotrope, dont les sections très petites se développent au contact des Biotites.

Dans les lames minces où le granite de la Pierre-qui-Vire est altéré, la Cordiérite apparaît parfois en amas grossièrement globulaires, et la pseudomorphose donne de la Pinnite, mais surtout de la Gigantolite, caractérisée par ses paillettes micacées entrecroisées.

Exception faite des échantillons de la Roche-du-Chien et de la forêt de Saulieu qui n'en contiennent pas, la présence de la Cordiérite paraît générale dans les faciès à gros grain.

Tourmaline : absente dans les préparations étudiées, mais on la rencontre à l'état sporadique, formant çà et là de beaux amas aciculaires, dans les carrières voisines du monastère, et à la Roche-du-Chien.

Minéraux opaques : rares, sous forme de ponctuations d'Hématite localisées, souvent entre les cristaux.

2. Granites a grain moyen

Description des échantillons du faciès Fées sur la Cure, Saint-Germain-le-Bas, Saint-Brisson et des îles Ménestrier
(échantillons nº 62-67, 71-85) (tabl. 7)

Le Quartz développe des sections arrondies aux extinctions franches ; mais à côté d'éléments de grande taille, on en observe de très petits entre certaines plages et il peut englober de la Muscovite.

La Perthite, parfois maclée Carlsbad, est toujours frangée d'Albite granulaire et fournit les plus grands cristaux de la roche ; des fractures sont possibles à l'intérieur des Perthites et de minuscules fragments de Quartz, Biotite ou Muscovite peuvent être englobés.

Le Plagioclase est dans tous les prélèvements une *Albite*, comportant certaines plages zonées, à bordure myrmékitique (Saint-Germain-le-Bas). L'importance de la séricitisation est fort variable : elle est discrète aux îles Ménestrier, partielle dans les échantillons de Saint-Brisson et Saint-Germain-le-Bas, accusée dans les faciès de la Roche-des-Fées où la transformation presque totale ne laisse subsister qu'une bordure albitique intacte, sans qu'il y ait pour autant en ce gisement affaiblissement de la résistance de la roche à l'altération.

La Muscovite paraît moins abondante que la Biotite, faiblement chloritisée et caractérisée par un fort polychroïsme.

La Cordiérite, toujours présente est transformée en Gigantolite.

3. Granites a grain fin

Les échantillons suivants ont été examinés (tabl. 7) :

Bois des Grands-Taillis près de Saint-Andeux	nº 40
Saint-Agnan	nº 51
La Roche-en-Brenil	nº 63
Cotâpre près de Molphey	nº 64
Moulin-Colas	nº 82

La texture grenue, toujours fine, n'est toutefois pas identique dans les prélèvements, et si l'on essaye de les classer par ordre de finesse croissante, on a la succession suivante : Cotâpre et Saint-Agnan, avec quelques grandes plages de Perthite assurant la transition avec le type Roche-des-Fées, Saint-Andeux où les minéraux

sont tous de faible dimension, hors encore quelques Perthites, enfin la Roche-en-Brenil et Moulin-Colas, gisements où la taille des cristaux est sans conteste la plus petite de l'ensemble du massif de la Pierre-qui-Vire.

Caractères minéralogiques de chaque faciès

Cotâpre.

Magnifiques exemples de *Plagioclases* zonés, et altération importante en séricite affectant surtout le cœur des cristaux.

La *Perthite* est très abondante et donne les plus grandes plages. L'une d'entre elles couvre tout le champ du microscope — ce qui est exceptionnel dans les types à grains fins étudiés — elle est maclée Carlsbad et englobe de l'Albite orientée de façon identique. De plus, Biotite et Muscovite se logent dans les diaclases.

Apatite en cristaux assez gros, alors que ce minéral est rare dans le massif.

Cordiérite rare.

Saint-Agnan.

Cristaux de *Quartz* de dimension variable : les uns petits, denticulés, constituant une trame très resserrée, à côté d'autres de taille semblable à ceux des types à grains moyens. A noter la présence de noyaux quartzeux formés de plusieurs individus ayant repoussé les autres cristaux.

Mêmes caractéristiques qu'à Cotâpre pour les Feldspaths.

Biotite avec nombreuses plages déchiquetées et ponctuées d'auréoles pléochroïques. La transformation en chlorite n'est que partielle et il y a exsudation de matériaux opaques dans les clivages : Ilménite ou Hématite.

Muscovite en microcristaux, logés dans de fines diaclases entre les feldspaths. Elle est associée à la Pinnite où elle forme un complexe Pinnite-Muscovite.

Cordiérite, toujours altérée en Gigantolite.

Saint-Andeux.

Caractères minéralogiques voisins ; mais le Quartz est de petite taille, et comporte des golfes qui s'engrènent les uns dans les autres, donnant une structure très serrée, particulièrement résistante.

La Roche-en-Brenil.

Roche très dure à structure très cohérente.

Quartz ronds de 0,1 mm à 0,2, mm avec certaines plages automorphes.

Albite, intacte, ce qui est remarquable.

Microperthite, très abondante.

Biotite et Muscovite, assez rares. Quelques plages dispersées au milieu des autres cristaux.

Cordiérite, très importante, parfaitement reconnaissable à vue par ses nodules où elle est associée au quartz. Elle est transformée en Pinnite et Gigantolite et peut former aussi des associations avec la Muscovite et la Biotite.

Moulin-Colas.

Quartz globulaire d'assez grande taille au sein d'une mésostase fine.

Cordiérite en nodules de grandes dimensions, très altérables, souvent détachés des blocs de granites où ils étaient enchâssés dans de petites cupules.

Une telle composition minéralogique rapproche les granites de la Pierre-qui-Vire de certains granites à cordiérite du Velay décrits par J. DIDIER (1964), et la présence quasi générale de ce minéral, soit en nodules, soit sous forme plus diffuse, soulève les mêmes problèmes en ce qui concerne son origine. On peut constater cependant que sa teneur accuse de nettes variations et qu'il est le plus abondant dans la zone nord du massif, à proximité des anatexites de Saint-Brancher-Rouvray, particulièrement riches en ce minéral (de l'ordre de 20 p. 100, J. DEJOU, 1958). Il est plausible dans cette région d'émettre l'hypothèse qu'il s'agit, peut-être pour une part, d'un faciès de contamination, prolongeant ainsi les observations de H. LABERNARDIÈRE (1960) sur les granites à cordiérite des monts du Forez à la hauteur d'Ambert, toujours associés aux migmatites à cordiérite ; mais au sud, où il n'y a pas d'anatexite, il semble bien qu'il faille se ranger à l'opinion de A. WEISBROD (1962) et de J. DIDIER (1964), à savoir que ce minéral peut cristalliser directement au sein du granite ; cette hypothèse peut être envisagée pour les zones du massif de la Pierre-qui-Vire, éloignées du contact des anatexites, d'autant que les analyses chimiques révèlent des roches riches en aluminium, ce qui est une caractéristique des granites à cordiérite d'après P. LAPADU-HARGUES (1964).

EXAMEN PÉTROCHIMIQUE DE QUELQUES MINÉRAUX DES GRANITES DE LA PIERRE-QUI-VIRE

Afin de compléter les observations minéralogiques, nous avons procédé à l'étude pétrochimique de quelques minéraux des granites de la Pierre-qui-Vire : Feldspaths potassiques, Biotites et Muscovites.

Ceci suppose leur isolement préalable réalisé grâce à l'obligeance du personnel du Laboratoire de Géologie et Minéralogie de Clermont-Ferrand qui utilise un certain nombre de techniques décrites par Jacques ORLIAC (1961) pour les feldspaths potassiques, et par M. BONHOMME et M. LASSERRE (1961) pour les micas. Les échantillons sont broyés grâce à un broyeur à boulets, tamisés sur des tamis 48 — 65 — 80 et soumis ensuite à plusieurs épreuves qui en effectuent la séparation : lévigation et séparation magnétique qui isolent la Biotite, traitement au bromoforme donnant la Muscovite et au tétrabromo-éthane séparant les Feldspaths potassiques. Le contrôle de pureté des cristaux ainsi isolés est vérifié grâce à la loupe binoculaire.

Les analyses chimiques ont été réalisées sur les échantillons suivants :

	Lieu du prélèvement	N°	Minéraux analysés
1.	Monastère ,La Pierre-qui-Vire.	11	Feldspaths potassiques + Biotite + Muscovite
2.	Saint-Agnan	51	—
3.	Saint-Brisson	71	—
4.	Bois-des-Montées	91	—
5.	Pont-du-Montal	34	Muscovite
6.	Pont-du-Montal	35	—
7.	La Roche-des-Fées	38	Biotite
8.	Granite à Biotite, Saint-Léger	41	Feldspaths potassiques + Biotite

Dans l'ensemble, on peut considérer que les extractions ont donné des minéraux purs pour les échantillons 11, 51-91, 34 et 35. Elle est moins parfaite pour Saint-Brisson nº 71, où les feldspaths potassiques contiennent quelques Quartz, Plagioclases et paillettes de Biotite, et où les phyllites recèlent également quelques fragments quartzeux et des associations Biotite + Muscovite.

LES FELDSPATHS POTASSIQUES

Les 5 analyses chimiques de feldspaths potassiques, exécutées en divers points du massif, de façon à tester les 3 types structuraux, montrent de remarquables analogies, les différences entre les résultats s'avérant minimes d'un échantillon à l'autre, et spécialement pour SiO_2 (63,5 à 65 p. 100). D'autre part, les caractéristiques chimiques essentielles de ces minéraux peuvent ainsi être résumées :

1. Présence d'une petite quantité de Fe_2O_3 (0,40 à 0,88 p. 100) qui s'explique par la localisation d'oxydes ferriques dans quelques micro-fractures des cristaux, mais aussi par la possibilité de substitution de Al par Fe^{3+}.

2. Teneur à peine moyenne en K_2O compensée par un pourcentage élevé de Na_2O, rétablissant de la sorte une valeur normale pour le paramètre X. Les calculs précisent en effet que le pourcentage d'Al est toujours supérieur à 30.

Ainsi, les feldspaths de la Pierre-qui-Vire s'écartent largement par leur composition chimique, du Microcline théorique étudié par FERSMAN (1923) dans la péninsule de Kola en Russie et dont W. A. DEER, R. A. HOWIE et J. ZUSSMAN (1962) citent l'analyse. Cette constatation est d'ailleurs ici tout à fait normale, puisque nous avons affaire à des Perthites pour lesquelles les préparations microscopiques montrent un grand nombre de « facules » d'albite au sein des cristaux de feldspaths potassiques. Cette haute teneur d'albite rapproche le massif du Morvan de certains granites de Corse, étudiés par J. MAISONNEUVE (1960), en particulier de la pegmatite de Propriano où les Perthites ont une composition très voisine.

LES MUSCOVITES

Les résultats analytiques et la construction du triangle de concentration SiO_2, Al_2O_3, MgO selon la méthode proposée par R. MICHEL (1953), permettent de classer les muscovites du massif de la Pierre-qui-Vire en 3 groupes distincts.

1º *Celles qui sont très proches du minéral théorique choisi dans l'Ontario, par* HURLBUT *(1956)*

(Échantillons 112, 341, 351)

Leurs compositions chimiques et leurs formules structurales sont très voisines et se caractérisent par les points suivants :

a) Teneur en SiO_2 comprise entre 43,5 p. 100 et 44,2 p. 100, au lieu de 45,8 p. 100 dans le minéral pur.

TABLEAU 2

Massif de granites à 2 micas de la Pierre-qui-Vire

Analyses de quelques Feldspaths potassiques isolés dans des roches fraîches

Constituants chimiques	Microline proche du minéral théorique Péninsule de Kola (Russie) DEER-HOWIE-ZUSSMAN (1962) Vol. IV, p. 39, An. 16	Perthite n° 113 extraite du granite n° 11 Fermel'Huis-Saint-Benoît La Pierre-qui-Vire An. 78 { C. CHAUMONT J. DEJOU Châteauroux: mars 1965	Microcline n° 411 extrait du granite porphyroïde à Biotite Saint-Léger n° 41 An. 79 { C. CHAUMONT J. DEJOU Châteauroux : mars 1965	Perthite n° 511 extraite du granite n° 51 Saint-Agnan An. 66 { C. CHAUMONT J. DEJOU Châteauroux : janvier 1965	Perthite n° 711 extraite du granite n° 71 Saint-Brisson An. 67 { C. CHAUMONT J. DEJOU Châteauroux : janvier 1965	Perthite n° 911 extraite du granite n° 91 Bois-des-Montées An. 70 { C. CHAUMONT J. DEJOU Châteauroux : janvier 1965
H_2O^-	1,17	0,28	0,34	0,30	0,50	0,43
H_2O^+		0,54	1,50	0,80	1,55	0,44
SiO_2	63,92	64,20	64,05	64,50	63,50	65,00
Al_2O_3	18,50	19,67	20,00	19,32	21,94	19,75
Fe_2O_3		0,88	0,80	0,40	0,50	0,40
FeO		traces	traces	traces	traces	traces
TiO_2				traces	traees	traces
CaO	0,64	0,11	0,39	0,50	0,24	0,30
MgO						
K_2O	15,70	10,80	9,54	9,82	8,81	10,78
Na_2O		3,65	3,60	3,90	3,77	2,57
Total	99,93	100,13	100,22	99,54	100,81	100,67
Nombre d'ions avec pour base 32 O						
Si	11,944	11,64	11,44	11,68	11,24	11,73
Al	4,075	4,20	4,20	4,10	4,56	4,20
Fe^{3+}		0,12	0,10	0,05	0,06	0,05
Ca	0,128	0,02	0,07	0,10	0,04	0,05
K	3,743	2,50	2,18	2,26	2,00	2,49
Na		1,28	1,24	1,37	1,30	1,25
Z = Si + Al + Fe	16,02	15,96	15,74	15,83	15,86	15,98
X = Ca + K + Na	3,87	3,80	3,39	3,73	3,34	3,79
Mol. % Or	96,7	65,3	61,0	60,6	59,1	64,8
Mol. % Ab		33,5	34,8	37,8	38,4	32,4
Mol. % An	3,3	1,2	4,2	2,6	2,5	2,8

b) Proportion élevée de Al_2O_3, légèrement plus faible toutefois que celle de la muscovite de l'Ontario, dont elle diffère par la répartition de ce constituant ; si la teneur en Al_4 en couche tétraédrique ne s'écarte qu'assez peu de celle du minéral théorique, par contre Al_3 en couche octaédrique est substitué en faible partie par Fe^{3+}, Fe^{2+} et Mg.

c) Proportion légèrement moindre de K_2O compensée par Na_2O dont la teneur totale n'excède pas 1,10 p. 100, ce qui détermine un pourcentage de Paragonite compris entre 12 et 16,5 p. 100.

Eu égard à ces caractéristiques, les 3 points figuratifs de ces Muscovites (très proches les uns des autres) le sont également de celui du minéral théorique dans le triangle SiO_2, Al_2O_3, MgO.

2° *Les muscovites intermédiaires entre les minéraux purs et celle du Bois-des-Montées apparentée à une Phengite*

(Échantillons n° 512 et 712)

Elles se caractérisent par une augmentation de la teneur en SiO_2 et une diminution corrélative des valeurs de Al_2O_3 qui tombent à 29 p. 100. La substitution de Si par Al_4 en couche tétraédrique est moins importante que dans le 1er groupe de minéraux, alors qu'en couche octaédrique Fe^{3+} et Fe^{2+} remplacent plus largement Al^{3+}.

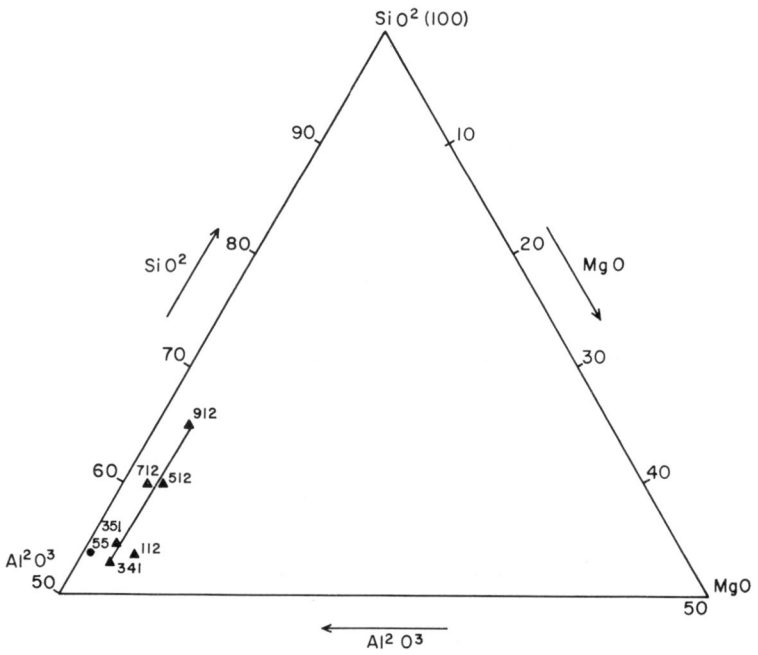


FIG. 5. — *Muscovites de la Pierre-qui-Vire*

TABLEAU 3

Massif de granite à 2 micas de la Pierre-qui-Vire

Analyse de quelques muscovites extraites de roches fraîches

Constituants chimiques	Muscovite proche du minéral théorique pur Methuen Township Ontario DEER-HOWIE-ZUSSMAN Vol. III, p. 16 An. n° 1	Muscovite n° 112 extraite du granite à gros grain n° 11 L'Huis-Saint-Benoît La Pierre-qui-Vire An. 2 554 J. ORLIAC Clermont : juin 1964	Muscovite n° 341 extraite du granite à grain fin n° 34 Pont-du-Montal-sur-la-Cure An. 2 332 F. CANTAGREL Clermont : mars 1964	Muscovite n° 351 extraite du granite à grain moyen n° 35 Pont-du-Montal-sur-la-Cure An. 2 331 F. CANTAGRE Clermont : mars 1964
H_2O^-		0,20	0,60	1,20
H_2O^+	4,67	4,30	3,40	4,20
SiO_2	45,87	43,50	43,70	44,20
Al_2O_3	38,69	34,35	36,20	34,55
Fe_2O_3		1,77	2,10	2,85
FeO	traces	1,80	2,50	2,15
TiO_2		0,05	traces	traces
P_2O_5		n.d.	n.d.	n.d.
MnO	traces	n.d.	0,10	n.d.
CaO	traces	1,40	0,60	0,50
MgO	0,10	2,90	2,00	1,80
K_2O	10,08	8,95	8,80	8,40
Na_2O	0,64	1,15	0,80	0,80
Total	100,05	100,35	100,80	100,65
Nombre d'ions avec pour base 24(OH,F)				
Si	6,093 } 8,00	5,87 } 8,00	5,97 } 8,00	5,97 } 8,00
Al_4	1,907 }	2,13 }	2,03 }	2,03 }
Al_3	3,975	3,32	3,790	3,46
Fe^{3+}		0,18	0,215	0,290
Ti	} 4,00	tr. } 4,28	} 4,47	} 4,356
Fe^{2+}		0,20	0,294	0,242
Mn				
Mg	0,020	0,58	0,182	0,364
Ca		0,20	0,090	0,07
K	1,706 } 1,87	1,53 } 2,03	1,540 } 1,84	1,44 } 1,72
Na	0,164 }	0,30 }	0,215 }	0,21 }
OH	4,14	3,77	3,10	3,80
Charges en couche tétraédrique	— 1,907	— 2,13	— 2,03	— 2,03
Charges en couche octaédrique	+ 0,037	+ 0,10	+ 0,19	+ 0,31
Charges des cations intercouches	+ 1,870	+ 2,03	+ 1,84	+ 1,72
Paragonite (%)		16,6	12,1	12,7
Al octaédrique (%)	67,6	60	65	63

TABLEAU 3 (*suite*)

Constituants chimiques	Muscovite n° 512 extraite du granite à grain fin n° 51 Saint-Agnan An. n° 74, C. CHAUMONT, J. DEJOU Châteauroux : janvier-février 1965	Muscovite n° 712 extraite du granite à grain moyen de Saint-Brisson An. n° 75, C. CHAUMONT, J. DEJOU Châteauroux : janvier-février 1965	Muscovite n° 912 extraite du granite à gros grain n° 91 Bois-des-Montées An. n° 76, C. CHAUMONT, J. DEJOU Châteauroux : février 1965
H_2O^-	0,56	0,70	0,56
H_2O^+	4,80	6,30	4,10
SiO_2	47,60	46,00	52,20
Al_2O_3	29,60	29,20	25,80
Fe_2O_3	2,54	5,35	3,82
FeO	2,04	2,10	1,17
TiO_2	0,30	0,45	0,30
P_2O_5	n.d.	n.d.	n.d.
MnO	n.d.	n.d.	n.d.
CaO	0,32	0,20	0,36
MgO	2,18	1,35	2,17
K_2O	8,30	7,47	7,01
Na_2O	1,80	1,50	1,48
Total	100,04	100,62	98,96
Nombre d'ions avec pour base 24 (OH,F)			
Si	6,38	6,08	7,00
Al_4	1,54 } 8,00	1,92 } 8,00	1,00 } 8,00
Al_3	3,02	2,62	3,07
Fe^{3+}	0,26	0,532	0,386
Ti	0,03	0,05	0,03
Fe^{2+}	0,226 } 3,974	0,23 } 3,70	0,129 } 4,049
Mn			
Mg	0,438	0,27	0,434
Ca	0,05	0,03	0,05
K	1,4 } 1,937	1,262 } 1,673	1,20 } 1,636
Na	0,467	0,381	0,386
OH	4,29	5,57	3,71
Charges en couche tétraédrique	— 1,64	— 1,92	— 1,00
Charges en couche octaédrique	— 0,297	+ 0,247	— 0,636
Charges des cations intercouches	+ 1,937	+ 1,673	+ 1,636
Paragonite (%)	24,7	23,2	24,3
Al octaédrique (%)	64,8	57,7	76,7

La proportion de Na_2O s'accroît par rapport à K_2O, ce qui augmente le pourcentage en Paragonite qui atteint 24 p. 100 en moyenne.

Aussi, dans le diagramme, les 2 points figuratifs se localisent au-dessus de ceux des muscovites du 1er groupe.

3° *La muscovite du Bois-des-Montées proche d'une Phengite*
(Échantillon 912)

SiO_2 s'élève encore pour atteindre 52,2 p. 100 tandis que Al_2O_3 diminue à 25,80 p. 100, ce qui correspond exactement aux données analytiques de la Phengite théorique. Elle s'en différencie toutefois par une teneur moins élevée en MgO, compensée en couche octaédrique par Fe^{3+} et Fe^{2+}.

Par rapport aux autres minéraux, il y a une forte diminution des charges négatives en couche tétraédrique, avec une augmentation corrélative en couche octaédrique.

Quant au point figuratif, il s'élève encore dans le triangle de concentration vers le pôle quartzique.

Ainsi, les Micas de la Pierre-qui-Vire constituent une série Muscovite-Phengite avec leurs intermédiaires, bien caractérisée par sa teneur toujours croissante en SiO_2 et une diminution de Al_2O_3. Ceci traduit une différenciation magmatique intéressante dans un massif réputé d'une remarquable homogénéité.

LES BIOTITES

Remarques sur la technique d'analyses

Les analyses de Biotite présentent par rapport à celles des Granites, des feldspaths potassiques et des Muscovites, des difficultés accrues et nécessitant un certain nombre de précautions, signalées par E. Ciceri (1958).

La fusion alcaline est délicate, en raison de l'importance des oxydes de fer ; elle ne dure pas moins de 4 h au lieu d'une heure pour les roches ; par la suite, pour obtenir une insolubilisation satisfaisante de SiO_2, il faut faire suivre la première reprise par ClH d'une seconde par l'eau régale, et pour plus de sécurité, d'une troisième toujours par l'eau régale. Quant aux impuretés, représentées par des sesquioxydes, elles sont fort importantes : 0,5 à 3 p. 100 pour les biotites examinées, et elles peuvent être fixées étroitement à SiO_2. La destruction de SiO_2 nécessite 2 attaques à FH, en grattant le de temps à autre fond du creuset, à l'aide d'une spatule en platine.

Il faut également signaler que quelques-uns des totaux consignés dans le tableau 4 des résultats analytiques s'écartent quelque peu de la valeur 100 (échantillons 513, 713, 913). En effet, F et Li_2O n'ont pas été dosés et si nous consultons les données de S. R. Nockolds (1947), et celles de W. A. Deer, R. A. Howie et J. Zussman (1962) dans leur volume III, nous constatons que les Biotites peuvent contenir une teneur relativement importante en ces éléments. Dans les 16 analyses de roches éruptives données par ces auteurs dans le tableau 12, F varie de 0 à

5,02 p. 100, cette dernière valeur affectant une Ferrophengite du Nigeria, et Li_2O, moins important, oscille entre 0 et 1,90 p. 100, la teneur la plus élevée caractérisant la même Ferrophengite. Dans un travail relativement récent, Marianne GILLBERG (avril 1964) a étudié la teneur en F de 34 granites de Suède, et a noté que les plus élevées n'atteignaient que 0,88 p. 100. A la suite d'une discussion, il semble découler que la teneur et la distribution de F soient affectées par la tectonique et la province pétrographique. En égard à la densité du réseau de failles du massif de la Pierre-qui-Vire, il serait sans aucun doute intéressant d'étudier ce problème particulier du fluor, qui permettrait peut-être de lever certaines indéterminations.

Observations sur les Biotites du Massif de la Pierre-qui-Vire

Plusieurs auteurs, tels que E. W. HEINRICH (1946), S. R. NOCKOLDS (1947), A. JOHANNSEN (1948), A. N. WINCHELL (1951), S. HATTEN, J. YODER (1959), ont souligné l'extrême variabilité de composition des Biotites, souvent même à l'intérieur d'un massif éruptif ou cristallophyllien de dimensions réduites. L'examen des résultats analytiques de six échantillons de la région de la Pierre-qui-Vire permet de noter les remarques suivantes :

1° Les teneurs en SiO_2, Fe_2O_3, FeO, K_2O, Na_2O sont pratiquement identiques, quelle que soit la localisation du prélèvement.

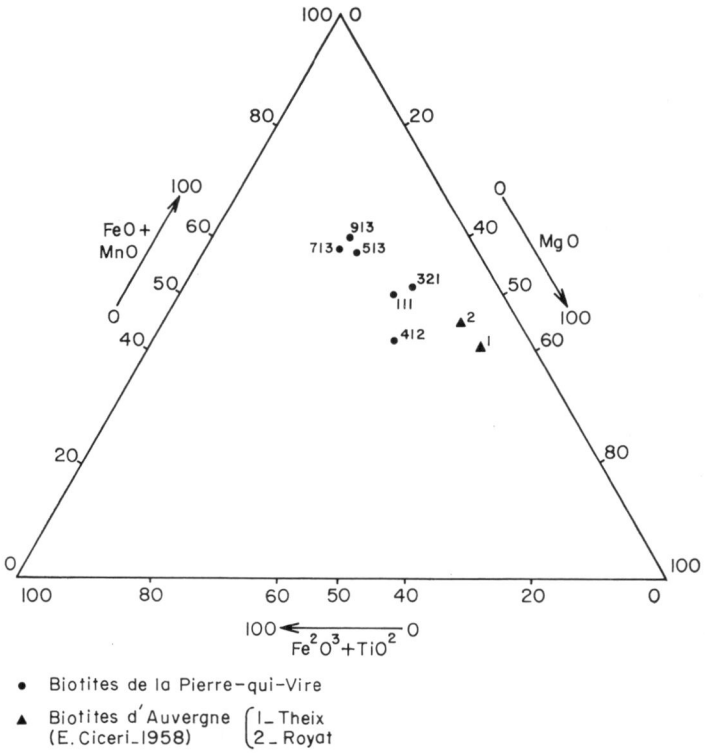


FIG. 6. — *Biotites de la Pierre-qui-Vire*
Diagramme de E. W. Heinrich (1946)

2° La proportion d'Al_2O_3, comprise entre 19,50 p. 100 et 23,40 p. 100, est relativement élevée, ce qui confirme l'opinion de S. R. NOCKOLDS (1947), suivant laquelle cet élément est le mieux représenté dans les biotites associées aux muscovites. Nous trouvons également des arguments en faveur de cette hypothèse chez A. JOHANNSEN (1948), qui donne la moyenne de 34 analyses de Biotites extraites de granites à 1 mica, et exécutées par TSCHIRWINSKY (1913). Celle-ci ne s'établit qu'à 16,93 p. 100 d'Al_2O_3. Des teneurs élevées ont été aussi enregistrées par E. CICERI (1958) pour des granites d'Auvergne, des Vosges et du Lyonnais.

3° Les pourcentages en MgO, au contraire, permettent une différenciation très nette des Biotites, et un classement des échantillons en deux groupes : ceux prélevés au Nord du massif (région de la Pierre-qui-Vire, Roche-des-Fées, forêt de Saint-Léger) ont des teneurs faibles : 3,10 à 3,40 p. 100, tandis que ceux récoltés au centre ou au sud (Saint-Agnan, Saint-Brisson, Bois-des-Montées) ont une teneur deux fois plus élevée : 5,80 à 7,40 p. 100. Celle-ci n'en demeure pas moins très inférieure aux taux de certains échantillons présentés par W. A. DEER, R. A. HOWIE et J. ZUSSMAN (1962) — 13,45 p. 100 de MgO pour une diorite des monts Tatra — ou par E. CICERI (1958) qui donne 9 p. 100 et 12,45 p. 100 pour les Biotites des granites de Royat et de Theix près de Clermont-Ferrand.

La construction du diagramme de E. W. HEINRICH (1946) montre d'une manière très nette l'existence de ces deux groupes de Biotites dont les points représentatifs sont proches les uns des autres, surtout pour les échantillons pauvres en MgO. Toutefois, la Biotite du granite porphyroïde de Saint-Léger s'écarte quelque peu de celles des granites à deux micas. Le graphique indique également la position de 2 Biotites du Massif central, position imposée par leur richesse en MgO.

Formules structurales et conclusion

Déduites des analyses chimiques et calculées suivant la méthode d'ESKOLA utilisée au Laboratoire de Géologie de la Faculté des Sciences de Clermont, les formules structurales sont les suivantes :

1er Groupe.

Biotite 513 : Saint-Agnan :

$[Al_{2,75}\ Si_{5,25}]\ O_{20}\ [Al_{1,35}\ Fe^{III}_{0,67}\ Fe^{II}_{1,86}\ Mg_{0,76}\ Ti_{0,28}]\ (OH)_{4,86}\ [Ca_{0,03}\ Na_{0,16}\ K_{1,18}]$

Biotite 713 : Saint-Brisson :

$[Al_{2,28}\ Si_{5,72}]\ O_{20}\ [Al_{1,54}\ Fe^{III}_{0,74}\ Fe^{II}_{1,96}\ Mg_{0,72}\ Ti_{0,32}]\ (OH)_{3,05}\ [Na_{0,24}\ K_{1,47}]$

Biotite 913 : Bois-des-Montées :

$[Al_{2,53}\ Si_{5,47}]\ O_{20}\ [Al_{1,28}\ Fe^{III}_{0,60}\ Fe^{II}_{1,95}\ Mg_{0,71}\ Ti_{0,28}]\ (OH)_{4,6}\ [Ca_{0,05}\ Na_{0,13}\ K_{1,42}]$

2e Groupe.

Biotite 111 : La Pierre-qui-Vire :

$[Al_{2,95}\ Si_{5,05}]\ O_{20}\ [Al_{1,31}\ Fe^{III}_{0,96}\ Fe^{II}_{1,96}\ Mg_{1,32}\ Ti_{0,21}]\ (OH)_{3,1}\ [Ca_{0,1}\ Na_{0,2}\ K_{1,38}]$

Biotite 381 : La Roche-des-Fées :

$[Al_{2,34}\ Si_{5,66}]\ O_{20}\ [Al_{1,26}\ Fe^{III}_{1,0}\ Fe^{II}_{2,03}\ Mg_{1,5}\ Ti_{0,08}]\ (OH)_{2,4}\ [Ca_{0,1}\ Na_{0,07}\ K_{1,44}]$

Biotite 412 : Forêt de Saint-Léger :

$[Al_{2,81}\ Si_{5,19}]\ O_{20}\ [Al_{0,82}\ Fe^{III}_{0,9}\ Fe^{II}_{1,86}\ Mg_{1,64}\ Ti_{0,47}]\ (OH)_{3,94}\ [Ca_{0,06}\ Na_{0,16}\ K_{1,48}]$

TABL

Massif de granite à 2 micas de la Pierre-qui-Vir

Constituants chimiques	Biotite n° 111 extraite du granite à gros grain n° 11 La Pierre-qui-Vire An. 2 335, F. CANTAGREL Clermont, mars 1964	Biotite n° 381 extraite du granite à grain moyen n° 38 La Roche-des-Fées An. n° 2 315, J. ORLIAC Clermont, janv.-févr. 1964	Biotite n° 412 extraite du granite porphyroïde à 1 mica de Saint-Léger n° 41 An. n° 77 Mme C. CHAUMONT J. DEJOU Châteauroux : février 1965
H_2O^-	0,40	1,00	1,45
H_2O^+	3,10	2,45	3,80
SiO_2	33,40	36,00	33,26
Al_2O_3	23,80	19,50	19,78
Fe_2O_3	8,40	8,40	7,70
FeO	15,25	15,50	14,10
TiO_2	1,80	0,70	4,00
P_2O_5	n. d.	n. d.	n. d.
MnO	0,40	0,40	n. d.
CaO	0,60	0,60	0,40
MgO	5,80	6,40	7,00
K_2O	7,10	7,20	7,42
Na_2O	0,70	0,25	0,53
Total	100,75	98,40	99,44
Nombre d'ions avec pour base 24(OH,F)			
Si	5,05 } 8,00	5,66 } 8,00	5,19 } 8,00
Al_4	2,95 }	2,34 }	2,81 }
Al_3	1,31	1,26	0,82
Fe_3	0,965	1,00	0,90
Ti	0,21 } 5,785	0,085 } 5,925	0,47 } 5,69
Fe_2	1,93	2,03	1,86
Mn	0,05	0,05	—
Mg	1,32	1,50	1,64
Ca	0,10 } 1.68	0,103 } 1,621	0,06 } 1.70
K	1,38	1,443	1,48
Na	0,20 }	0,075 }	0,16 }
OH	3,13	2,42	3,94
Charges en couche tétraédrique	— 2,95	— 2,34	— 2,81
Charges en couche octaédrique	+ 1,27	+ 0,72	+ 1,11
Charges des cations intercouches	+ 1,68	+ 1,62	+ 1,70
Phlogopite (%)	40,6	42,6	46,8
Al octaédrique (%)	30	35	22,5

ÉAU 4

Analyses de quelques biotites extraites de roches fraiches

Biotite nº 513 extraite du granite à grain fin de Saint-Agnan, nº 51. An. nº 97, Mme C. CHAUMONT, J. DEJOU. Châteauroux, juillet 1965.	Biotite nº 713 extraite du granite à grain moyen de Saint-Brisson, nº 71. An. nº 98, Mme C. CHAUMONT, J. DEJOU. Châteauroux, juillet 1965.	Biotite nº 913 extraite du granite à gros grain du Bois-des-Montées, nº 91. An. nº 99, Mme C. CHAUMONT, J. DEJOU.
0,62	0,62	0,55
4,90	2,95	4,50
35,30	36,85	35,70
23,40	20,90	21,20
6,00	6,35	5,40
15,05	15,12	15,30
2,35	2,70	2,50
n. d.	n. d.	n. d.
n. d.	n. d.	n. d.
0,16	traces	0,35
3,40	3,10	3,10
6,20	7,45	7,35
0,55	0,80	0,80
97,93	96,72	96,75
5,25 + 2,75 = 8,00	5,72 + 2,28 = 8,00	5,47 + 2,53 = 8,00
1,35 + 0,67 + 0,28 + 1,86 + 0,76 = 4,92	1,54 + 0,74 + 0,31 + 1,96 + 0,72 = 5,27	1,28 + 0,60 + 0,28 + 1,45 + 0,71 = 4,82
0,03 + 1,18 + 0,16 = 1,37	0 + 1,47 + 0,24 = 1,71	0,05 + 1,43 + 0,23 = 1,71
4,86	3,05	4,60
— 2,75	— 2,28	— 2,53
+ 1,38	+ 0,57	+ 0,82
+ 1,37	+ 1,71	+ 1,71
23 40	27 40	26,7 33

Toutes ces biotites correspondent à des cas intermédiaires de la classification de A. N. WINCHELL (1951) et peuvent prendre place entre l'Eastonite et la Sidérophyllite.

Ainsi, tout comme pour les Muscovites, les analyses chimiques conduisent à établir une classification des Biotites. Il s'ensuit que le magma qui a donné naissance à ces granites présente ainsi quelques variations locales dans sa composition, qui, malgré leur faible amplitude, n'en sont pas moins très caractéristiques.

ANALYSES CHIMIQUES DES GRANITES A 2 MICAS DE LA PIERRE-QUI-VIRE

Discussion générale

Dix-huit analyses chimiques totales ont été exécutées suivant la technique de Jeanne ORLIAC (1961). Elles se répartissent ainsi :

Granites à gros grain.....	5	analyses
Granites à grain moyen	5	—
Granites à grain fin	7	—
Granite à grain fin, mylonitisé	1	—
Total....	18	—

Les résultats consignés dans plusieurs tableaux (8-9-10-11 en annexe), montrent, tout comme les compositions minéralogiques, de profondes analogies entre les 3 faciès, dont la constitution chimique est pratiquement identique. Tous les pourcentages d'oxydes n'oscillent qu'entre d'étroites limites surtout dans les types à grain moyen. C'est ainsi que SiO_2 varie entre 71,45 p. 100 et 75 p. 100 dans les 5 échantillons de granites à gros grain, et seulement de 73,80 p. 100 à 75,40 p. 100 dans les faciès de transition, alors que dans les aplites, les teneurs sont comprises entre 71,1 p. 100 et 76,3 p. 100.

Ces roches sont riches en Al_2O_3 en raison de leur composition minéralogique comprenant Biotite, Muscovite et Cordiérite, et nous confirmons ainsi les observations de P. LAPADU-HARGUES (1964) sur les granites à muscovite du Massif central. D'autre part, Fe_2O_3, FeO et MgO sont faiblement représentés, de même que CaO dont la teneur est toujours très faible : 0,20 à 0,65 p. 100. Les proportions de K_2O et Na_2O sont normales, le rapport K de NIGGLI montrant de plus que la répartition relative des alcalins est moyenne.

Ces résultats sont tout à fait comparables à ceux publiés par d'autres auteurs, notamment A. JOHANNSEN (1948) donnant la moyenne des compositions de 9 granites à 2 micas de Leinster (Irlande), J. ANDRÉ (1958) analysant le granite à 2 micas de Beaunay, près de Neuville-les-Decize (Nièvre) qui est une dépendance du Morvan, de Ch. SANITAS et P. LAPADU-HARGUES (1959) pour les granites du Vivarais méridional, J. MAISONNEUVE (1960) pour ceux de Corse et à nouveau P. LAPADU-HARGUES (1964) donnant la moyenne de 23 granites à muscovite du Massif

central. Si on compare à présent les granites de la Pierre-qui-Vire avec le granite porphyroïde à Biotite de Saint-Léger (n° 41), on note pour ce dernier une teneur en SiO_2 légèrement plus faible, une richesse en Fe_2O_3, FeO et CaO plus élevée ; ces observations concordent tout à fait avec les données de R. A. DALY (1933) faisant connaître la moyenne de 546 granites de ce type.

Constituants	Moyenne 546 granites à biotite R.A. DALY (1933)	Moyenne 23 granites à 2 micas P. LAPADU-HARGUES (1964)
SiO_2	70,2	72,8
Al_2O_3	14,5	15,1
Fe_2O_3	1,55	0,75
FeO	1,80	0,7
MgO	0,90	0,75
CaO	2,00	0,65
Na_2O	3,50	3,65
K_2O	4,10	4,35
Paramètres C.P.I.W.	I'4.2.3.	I (3) 4.1 (2) 3
Si	340	402
al	41	49
fm	19,5	12
c	10,5	4
alc	29	35
k	0,44	0,45
mg	0,33	0,50

Les paramètres C.P.I.W., de NIGGLI, de JUNG et BROUSSE, expriment encore les remarquables analogies des faciès de la Pierre-qui-Vire. Tous, quelle que soit la structure, en font des alaskoses I 3 (4) 1.3 (H. S. WASHINGTON, 1917), soit des granites à 2 micas hololeucocrates, alcalins, et de nature monzonitique. Seuls 2 échantillons : n° 11 et 38, la Pierre-qui-Vire et la Roche-des-Fées, sont à la limite de la famille calco-alcaline. Toutefois, les paramètres de NIGGLI permettent aussi d'établir une légère différenciation entre les 3 faciès : la valeur moyenne de Si = 413 est un peu plus faible dans les types à gros grain que dans les échantillons à grain moyen et fin où il est remarquable de la trouver identique : 444 et 443. Elle est de 402 pour les 23 granites à muscovite du Massif central (P. LAPADU-HARGUES, 1964). Bien que les différences en SiO_2 entre granites et aplites de la Pierre-qui-Vire soient très peu accusées, nous rejoignons cependant les conclusions exprimées encore par P. LAPADU-HARGUES (1956) relativement à des faciès de même type appartenant à des massifs granitiques situés au sud du Massif central.

Enfin, le rapport $R_2 = \frac{alc}{al}$ défini par le dernier auteur cité (1945) est remarquablement constant (0,71 à 0,73), ce qui confirme, s'il en était encore besoin, l'homogénéité du massif ; il est cependant plus faible que la moyenne du Groupe VII (0,84) auquel appartiennent les granites à 2 micas, ainsi d'ailleurs que la teneur en mg, en p. 100 moléculaire.

Représentation graphique des variations des paramètres de NIGGLI (schéma 7).

L'ensemble des points représentatifs des valeurs *c* et *alc* peuvent être joints par une droite, seuls quelques paramètres *al* et *fm* s'écartent d'une ligne reliant la majorité d'entre eux.

TABLEAU 5

Moyenne des valeurs des paramètres de NIGGLI
Massif de la Pierre-qui-Vire

	Granites à gros grain (5 échantillons)	Granites à grains moyen (5 échantillons)	Granites à grain fin (5 échantillons)	Moyenne de 23 granites à Muscovite du Massif central-français P. LAPADU. HARGUES (1964) série Doc. n° 7 — Tableau 2 Labo. Géol. Clermont-Ferrand
Si	413	444	443	402
al	49,3	49,5	50,5	49
fm	11,6	10,2	9,0	12
c	3,7	3,8	3,6	4
alc	35,3	36,5	37,0	35
Q	57,1	58,9	58,5	
L	37,4	36,5	36,9	
M	5,5	4,5	4,6	

TABLEAU 6

Massif de la Pierre-qui-Vire

	Granites à gros grain (5 échantillons)	Granites à grain moyen (5 échantillons)	Granites à grain fin (8 échantillons)	Granites à 2 micas Groupe VII P. LAPADU-HARGUES (1945)
Moyenne du rapport $R_2 = \frac{alc}{al}$ défini par P. LAPADU-HARGUES	0,71	0,74	0,73	0,84
Moyenne de *mg* (en % moléculaire)	0,58	0,51	0,45	0,60
Moyenne de *c* (en % moléculaire)	0,72	0,65	0,64	

Variations des pourcentages moléculaires d'oxydes en fonction de ceux de SiO_2 (schéma 8)

Pour les 3 faciès, elles s'expriment suivant des courbes presque identiques. K_2O est d'une constance remarquable, et la droite représentant ces variations est sans cesse au-dessous de celle de Na_2O ; CaO est toujours supérieur à MgO, sauf dans les

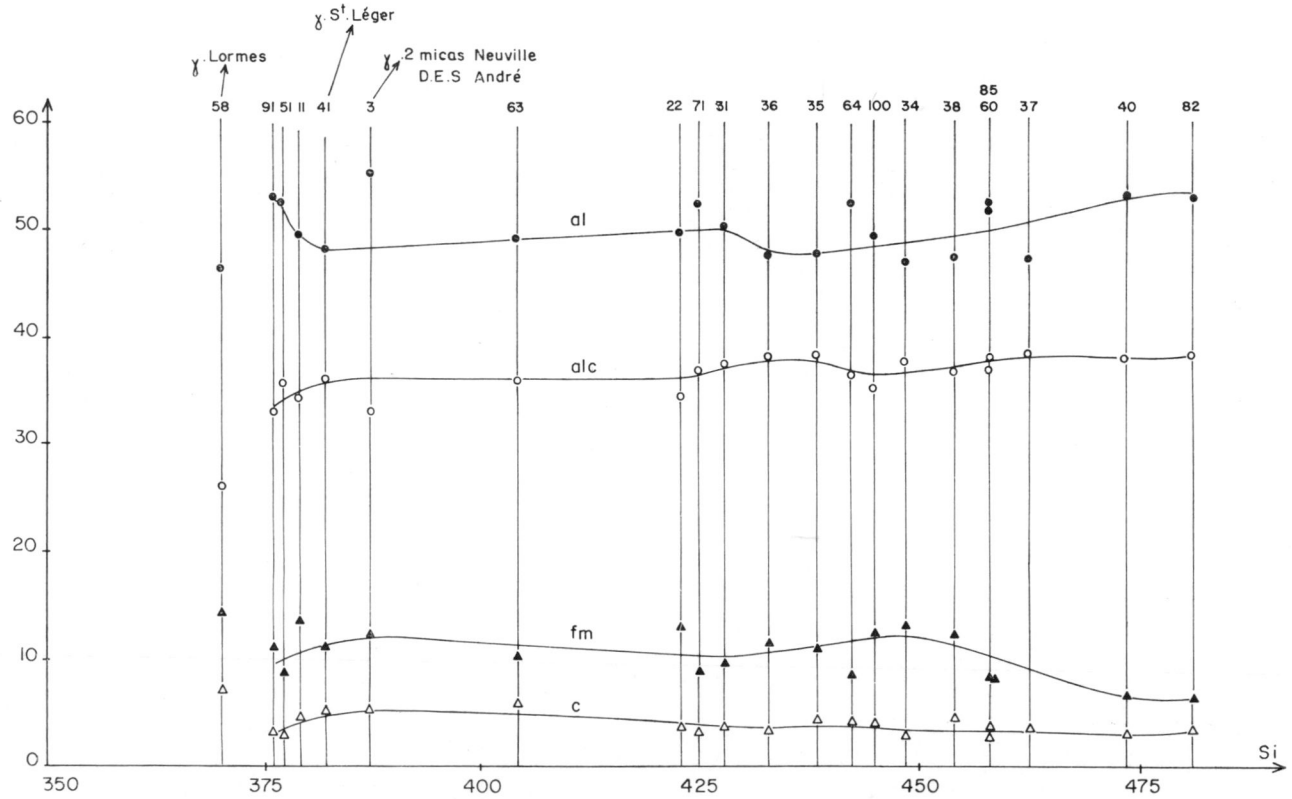


FIG. 7. — *Variation des paramètres de* NIGGLI *des faciès de granites à 2 micas de la Pierre-qui-Vire*

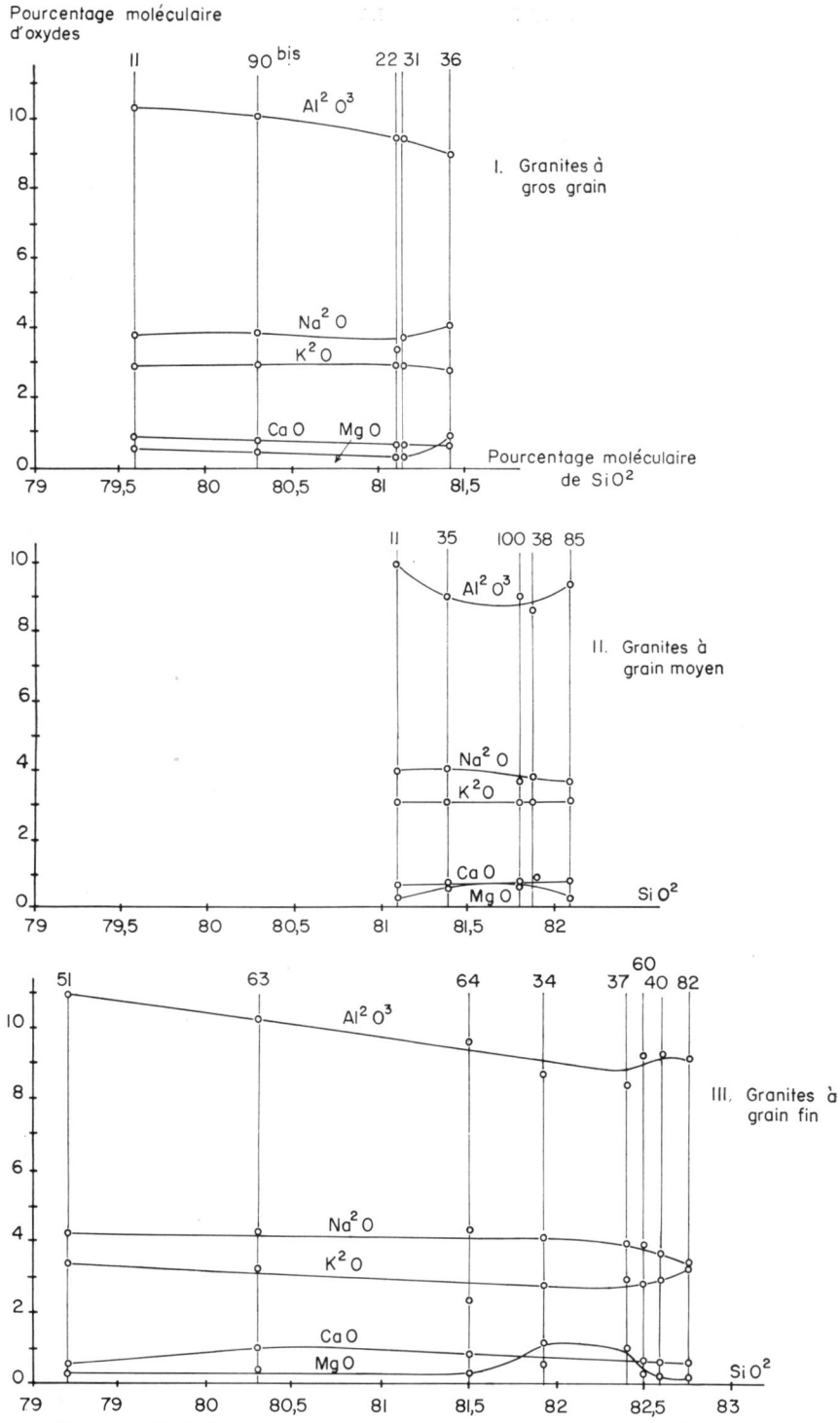


FIG. 8. — *Variations des pourcentages moléculaires d'oxydes en fonction de SiO .*

faciès moyens où les courbes deviennent tangentes et dans quelques aplites où MgO dépasse CaO. Même allure de variations affectant Al_2O_3 dans les faciès à gros grain et à grain fin. Dans les types de transition, elle est plus irrégulière.

Diagrammes établis grâce aux paramètres de NIGGLI (schémas 9, 10, 11).

La construction du diagramme triangulaire QLM de NIGGLI, donne un nuage de points figuratifs extrêmement rapprochés les uns des autres, parfois même confondus, et où il est impossible de diversifier les faciès, tant leur répartition est hétérogène.

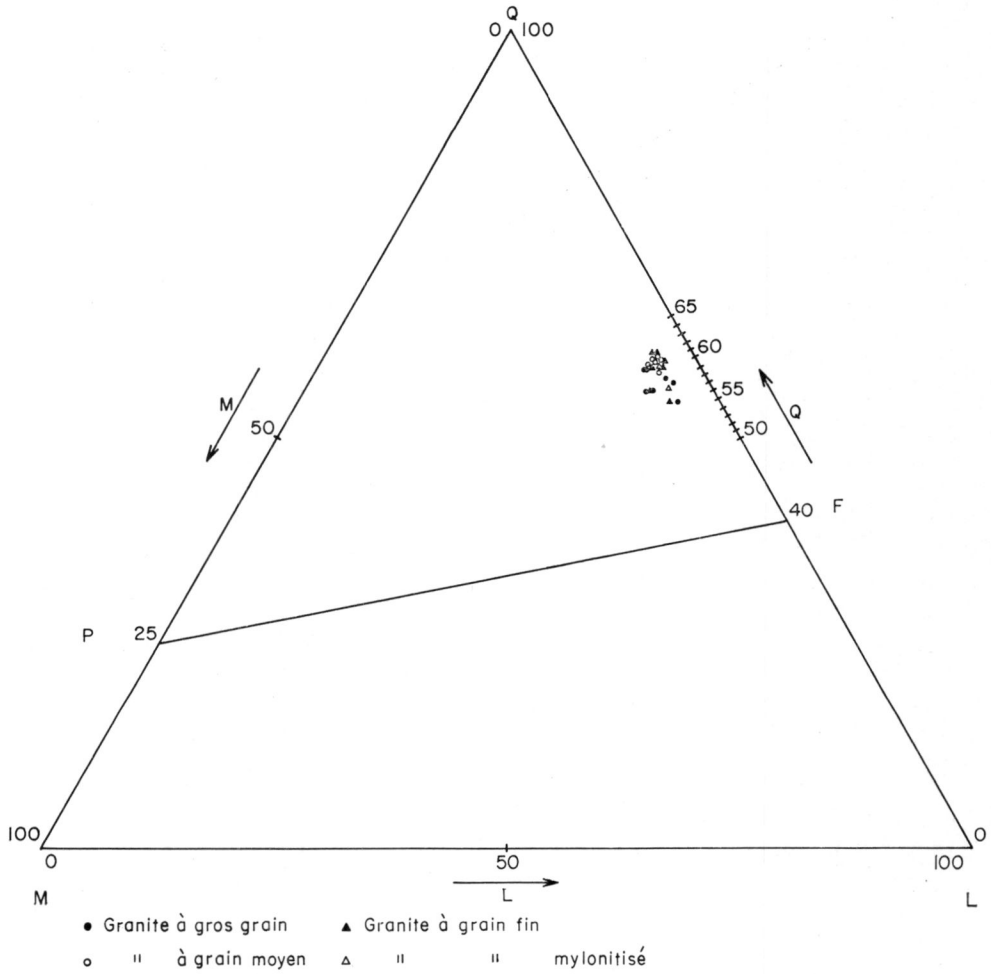


FIG. 9. — *Diagramme QLM des granites à 2 micas de la Pierre-qui-Vire*

De même, deux autres diagrammes établis en fonction des paramètres *fm*, *c* et *alc* d'une part, et des paramètres *c*, *n* et *k* d'autre part, qui avaient notamment permis à P. LAPADU-HARGUES (1960) de distinguer 3 faciès dans le granite du Mont-Lozère grâce à une certaine dispersion des points représentatifs ont encore, dans le cas de

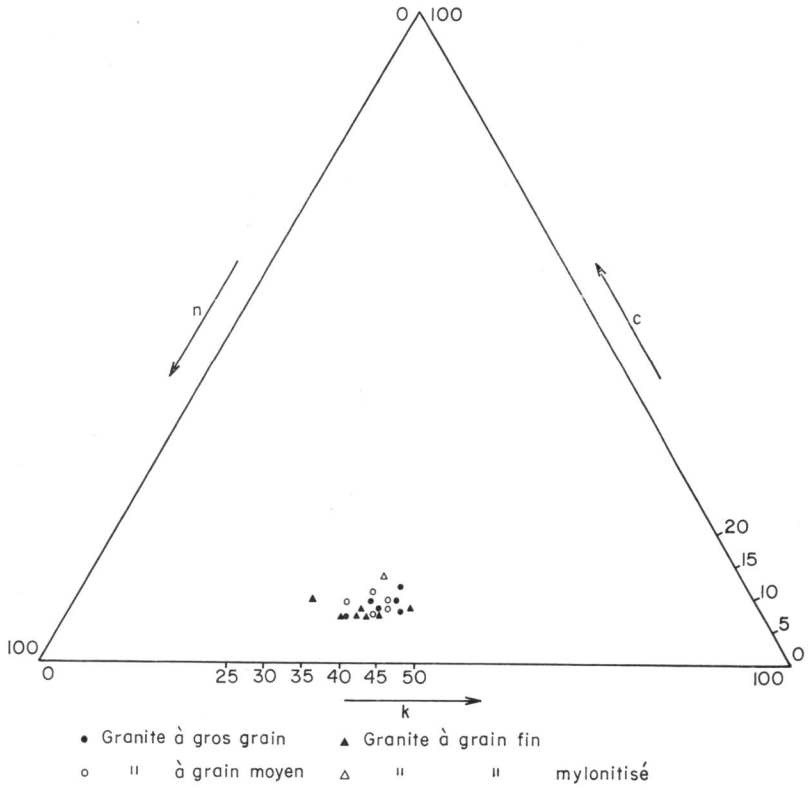


FIG. 11. — *Diagramme en* c, k, n *des granites de la Pierre-qui-Vire*

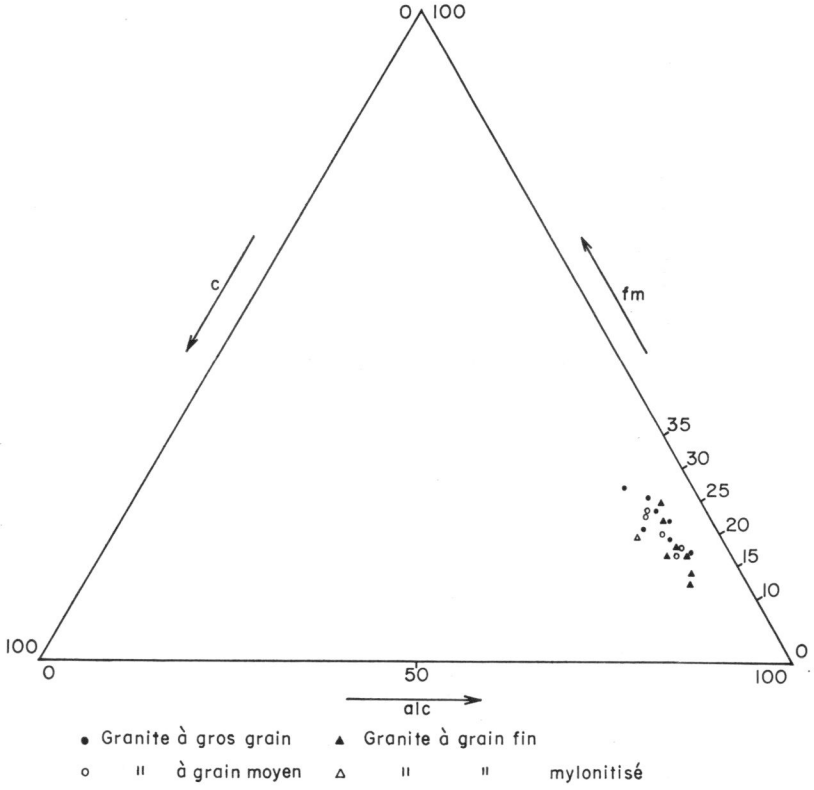


FIG. 10. — *Diagramme en* fm, c, alc *des granites à 2 micas de la Pierre-qui-Vire*

la Pierre-qui-Vire, localisé les roches dans une zone bien délimitée et relativement étroite du triangle, suivant la même orientation hétérogène, rendant illusoire une classification chimique des différents faciès.

CONCLUSIONS

Ainsi, malgré de profondes différenciations structurales, ce massif de granite à 2 micas de la Pierre-qui-Vire, se présente comme une entité pétrographique remarquable. Nous retrouvons confirmée dans le Morvan-Nord, l'idée développée par E. RAGUIN (1957) de « l'homogénéisation de l'espace granitisé » dont on peut citer deux autres exemples précis : le granite du Pelvoux, étudié par P. TERMIER (1897). Il présente de grands affleurements de plusieurs dizaines de kilomètres et partout, la roche possède, à de très petites différences près, la même composition chimique et les mêmes caractères minéralogiques. De même, les granites des Vosges, dans la région d'Épinal, analysés par Mme E. JEREMINE (1940) donnent des résultats très voisins, malgré leurs grandes variations de faciès et même de composition minéralogique.

Pour les granites du Morvan-Nord, il est donc plausible d'admettre que l'ensemble de leurs faciès dérive d'une même venue magmatique, n'ayant subi lors de la mise en place, aucune ségrégation, ni épuration marginales à partir de la masse originelle. Les variations de la structure et la régularité de sa répartition dans l'espace seraient liées aux conditions de la cristallisation, plus rapides en position marginale que dans le reste du massif.

Reçu pour publication en janvier 1966.

ANNEXE

TABLEAU 7

Massif de granite à 2 micas de la Pierre-qui-Vire
Nature des échantillons et lieu de récolte

N° des échantillons	Nature de l'échantillon	Lieu de récolte	Coordonnées (carte I. G. N. au 1/50 000)
	I — *Faciès à gros grain*		
11	Granite à gros grain et à Tourmaline.	Ferme de l'Huis Saint-Benoît. Monastère de la Pierre-qui-Vire.	Quarré-les-Tombes : 731,2 × 262,8
22	*idem*	Près du Trinquelin, à 200 m du monastère de la Pierre-qui-Vire.	Quarré-les-Tombes : 730,7 × 262,9
31	*idem*	Le long du Vernidard, à proximité de la Pierre-des-Godeaux.	Quarré-les-Tombes : 733 × 264
33	*idem*	Le Bon-Ru, près de la Pierre-qui-Vire.	Quarré-les-Tombes 732,6 × 263,3
36	*idem*	La Roche-du-Chien sur la rivière Vignan.	Saulieu : 729,2 × 255,3
41	Granite porphyroïde à Biotite type Lornes.	Forêt de Saint-Léger-Vauban.	Quarré-les-Tombes : 730,3 × 265,3
65	Granite à gros grain sans Tourmaline.	Vermot.	Saulieu : 724,1 × 255,7
68	*idem*	Rocher de la Pérouse.	Saulieu : 726,2 × 258,4
70	Granite proche du type de la Pierre-qui-Vire avec Tourmaline.	Gué de Dun.	Saulieu : 725,3 × 259,2
86	Granite à tendance porphyroïde (à porphyroblastes de Feldspaths potassiques).	Maison-Baude.	Saulieu : 740 × 257,8
87	Granite type Pierre-qui-Vire sans Tourmaline.	Tranchée S. N. C. F. — Forêt de Saulieu.	Saulieu : 741,7 × 258,4
89	*idem*	Champ-au-Beau près Saint-Germain-de-Maudéon.	Quarré-les-Tombes : 735,8 × 264,7
90 bis	*idem*	Bois-des-Montées : Route Quarré-Saint-Brisson.	Saulieu : 731,3 × 257,8
110	Granite type Pierre-qui-Vire sans Tourmaline et pauvre en Muscovite.	Bois-des-Godeaux.	Quarré-les-Tombes : 733,8 × 263,5
111	Granite proche du type Pierre-qui-Vire.	Route Saint-Agnan-Romanet.	Quarré-les-Tombes : 735,7 × 262,5
112	*idem*	Bois de Nisserteau (route Saulieu-Semur).	Saulieu : 745,5 × 258,7
	II — *Faciès à grain moyen*		
35	Granite à grain moyen, type Roche-des-Fées.	Pont du Montal sur la Cure.	Saulieu : 728,2 × 256,5
38	Granite à grain moyen choisi pour type.	Roche-des-Fées au sud de Quarré-les-Tombes.	Quarré-les-Tombes : 725,1 × 263
39	Granite à grain moyen contenant quelques feldspaths de plus grande dimension.	Vaumarin.	Quarré-les-Tombes : 729,6 × 269,2

TABLEAU 7 *(Suite)*

N° des échantillons	Nature de l'échantillon	Lieu de récolte	Coordonnées (carte I. G. N. au 1/50 000)
	II — *Faciès à grain moyen*		
62	Granite type Fées.	Saint-Germain-de-Maudéon.	Quarré-les-Tombes : 735,5 × 265,6
56	*idem*	Bois de Montiron au sud de Ruères.	Quarré-les-Tombes : 731,8 × 264,9
67	Granite type Fées mais avec tendance aplitique.	Route du Vieux-Dun au pont sur la Cure.	Saulieu : 725,2 × 258,5
68	Granite type Fées.	Rocher de la Pérouse.	Saulieu : 726,2 × 258,4
69	Granite à grain moyen avec tendance aplitique.	Gué de Dun en bordure de la Cure.	Saulieu : 725,6 × 258,5
70	Granite intermédiaire entre les types Fées et Pierre-qui-Vire.	Gué de Dun.	Saulieu : 725,3 × 259,2
71	Granite type Fées.	Bois-Rapé au sud de Saint-Brisson.	Saulieu : 731,4 × 252,2
85	Granite intermédiaire entre les types Fées et Pierre-qui-Vire.	Iles Ménestrier.	Saulieu : 724,4 × 260,7
100	Granite type Fées.	Forêt de Breuil.	Saulieu : 730 × 255
	III — *Faciès à grain fin*		
34	Granite à grain fin très résistant sans Tourmaline.	Pont du Montal sur la Cure.	Saulieu : 728,1 × 256,5
37	*idem*	La Roche-des-Fées au sud de Quarré-les-Tombes.	Quarré-les-Tombes : 725 × 263
40	*idem*	Bois des Grands-Taillis près Saint-Andeux.	Quarré-les-Tombes : 732,7 × 267,0
51	*idem* (altérable)	Saint-Agnan.	Saulieu : 733,6 × 258,5
60	Granite à grain très fin très résistant à Tourmaline.	Eschamps.	Saulieu : 736 × 255,7
61	Granite à grain fin sans Tourmaline.	Sud de Saint-Agnan sur route D 226.	Saulieu : 732,7 × 258,3
63	Granite à grain très fin mylonitisé et à enclaves de cordiérite particulièrement résistant à l'altération.	La Roche-en-Brenil.	Quarré-les-Tombes : 738 × 266
64	Granite à grain fin (frais).	Côtapre près de Molphey.	Quarré-les-Tombes : 742,6 × 261,4
82	Granite à grain fin à quartz globulaire et à enclaves de cordiérite (altérable).	Moulin-Colas.	Quarré-les-Tombes : 727,5 × 264,1
113	Granite à grain fin à cordiérite.	Bois de Nisserteau (route Saulieu-Semur).	Saulieu : 745,7 × 259,3

TAB

Massif de

(Résultats analytiqu

1) Granites

Constituants chimiques		N° 41 Granite porphyroïde à biotite Forêt Saint-Léger An. 13, Mme JACQUIN, J. DEJOU Dijon, juillet 1963	N° 11 Carrière L'Huis-Saint-Benoît La Pierre-qui-Vire An. 8, J. DEJOU Dijon, février 1963
H_2O^-		0,19	0,10
H_2O^+		0,59	1,12
SiO_2		71,32	71,45
Al_2O_3		15,34	15,86
Fe_2O_3		0,56	1,97
FeO		1,29	0,75
TiO_2		0,27	0,16
P_2O_5		0,10	0,12
MnO		0,03	0,01
CaO		0,83	0,80
MgO		0,34	0,38
K_2O		5,05	4,14
Na_2O		3,60	3,50
Total		99,51	100,36
Paramètres C. P. I. W.		I, 4, 1′3[2(3), 1, 1, 4]	I(3)4, 1(2), 3′[4, 1, 1, 3]
Paramètres NIGGLI	si	382	379
	al	48	49,3
	fm	11	13,7
	c	5	4,5
	alc	36	32,5
	ti	0,95	0,63
	p	0,22	0,25
	k	0,48	0,43
	mg	0,30	0,47
	qz	138	149
	Q	54,5	55,8
	L	41	37,1
	M	4,5	7,1
	An. %	18	16
Paramètres JUNG-BROUSSE	SAT	30,5	36,1
	COL	7,9	9,1
	FELDS	46,8	42,1

EAU 8

Pierre-qui-Vire

et paramètres C.P.I.W.)

gros grain

N° 22 Le long du Trinquelin La Pierre-qui-Vire An. 46, { P. AUBRY, J. DEJOU. Dijon, avril 1964	N° 31 Ruisseau du Vernidard An. 19, { Mme JACQUIN, J. DEJOU. Dijon, juillet 1963	N° 36 Roche-du-Chien An. 2 323, F. CANTAGREL. Clermont, juillet 1963	N° 90 *bis* Bois-des-Montées An. 36, { P. AUBRY, J. DEJOU. Dijon, février 1964
0,08	0,11	0,05	0,11
0,53	0,68	0,60	0,80
73,25	73,33	75,00	72,35
14,58	14,46	14,00	15,52
1,20	0,50	0,80	1,00
1,22	0,97	0,60	0,93
0,20	0,17	0,05	0,12
0,11	0,08	0,05	0,06
0,04	0,02	traces	0,02
0,60	0,56	0,50	0,65
0,20	0,30	0,60	0,35
4,31	4,56	4,10	4,30
3,20	3,57	4,05	3,67
99,52	99,29	100,40	99,08
I, 3′, 1′, 3[3′, 1, 1, 4]	I(3)4, 1′, 3[(2)3, 1, 1, 4]	I(3)4, 1′, 3′['3, 1, 2(3)]	I(3)4, 1′, 3′[3′, 1, 1, 3]
423	428	433	402
49,5	50	47,5	50,5
13	9,4	11,5	10,5
3,5	3,5	3	4
34	37,1	38	35
0,87	0,70	0,35	0,50
0,28	0,21	0,14	0,13
0,47	0,45	0,40	0,44
0,22	0,33	0,64	0,45
187	179	181	162
58,5	57,5	57	56,5
35,5	37,8	38,5	38
6	4,7	4,5	5,5
13	12	11	14
40,0	35,9	35,7	35,8
8,7	7,5	5,5	8,3
46,7	45,0	39,8	43

TABLEAU 9

Massif de la Pierre-qui-Vire. II. Granites à grain moyen

Constituants chimiques		N° 35 Pont-du-Montal sur la Cure, An. 2 320, F. CANTAGREL Clermont, février 1964	N° 38 La Roche-des-Fées, près Quarré-les-Tombes, An. 2 319, F. CANTAGREL Clermont, février 1964	N° 71 Saint-Brisson An. 29 P. AUBRY J. DEJOU Dijon, janvier 1964	N° 85 Les îles Ménestrier An. 42 P. AUBRY J. CHRÉTIEN C. DUTHION Dijon, mars 1964	N° 100 Forêt de Breuil An. 50 Mme JACQUIN Mlle FICHOT Dijon, juillet 1964
H_2O^-		0,30	0,20	0,15	0,05	0,06
H_2O^+		0,50	0,55	0,58	0,80	0,93
SiO_2		75,10	75,40	73,80	75,20	74,10
Al_2O_3		13,90	13,20	15,32	14,58	13,80
Fe_2O_3		0,70	0,90	0,71	0,37	0,62
FeO		0,60	0,95	0,77	1,04	1,30
TiO_2		0,10	0,10	0,10	0,18	0,09
P_2O_5		0,05	0,05	0,10	0,06	0,05
MnO		traces	traces	0,06	0,01	0,02
CaO		0,60	0,70	0,47	0,53	0,60
MgO		0,50	0,40	0,16	0,05	0,30
K_2O		4,10	4,20	4,34	4,34	4,17
Na_2O		4,05	3,50	3,70	3,33	3,30
Total		100,50	100,15	100,26	100,54	99,34
Paramètre C. P. I. W.		I(3)4,1′,3′[3, 1, 1(2)3]	I,3′1(2),3[3,1,1,3′]	I,3(4), 1, 3′[3, 1, 1, 4]	I,3′, 1′, 3[2(3), 1, 1, (4)5]	I,3′, 1′, 3[2, 1, 1, 4]
Paramètres NIGGLI	Si	438,5	454	425	458	445
	al	47,5	47	52	52	49
	fm	10,5	12	8,5	8	12
	c	4	4,5	3	3,5	4
	alc	38	36,5	36,5	36,5	35
	ti	0,58	0,54	0,35	0,73	0,36
	p	0,14	0,14	0,03	0,15	0,14
	k	0,40	0,44	0,44	0,46	0,46
	mg	0,60	0,43	0,26	0,09	0,29
	qz	186,5	208	179	212	205
	Q	57,5	59,5	58	60	59,5
	L	38,5	36,5	37	35,5	35,5
	M	4	4	5	4,5	5
	An %	13	17	12	14	15
Paramètres JUNG-BROUSSE	SAT	35,6	38,9	37	40	39,9
	COL	5	5,7	7	6,3	8,25
	FELDS	39.5	43	43,7	45,5	44,9

TABLEAU II

Massif de la Pierre-qui-Vire
(IV) Granite à grain fin, mylonitisé

Constituants chimiques		N° 63 La Roche-en-Brenil An 28 { P. AUBRY J. DEJOU Dijon : janvier 1964
H_2O^-		0,10
H_2O^+		1,17
SiO_2		72,50
Al_2O_2		14,96
Fe_2O_3		0,94
FeO		0,78
TiO_2		0,17
P_2O_5		0,08
MnO		0,05
CaO		0,89
MgO		0,26
K_2O		4,53
Na_2O		3,60
Total		100,03
Paramètres C. P. I. W.		I (3)4, 1(2), 3[3′ 1, 1(3)4]
Paramètres NIGGLI	Si	404
	al	49
	fm	10
	c	5,5
	alc	35,5
	ti	0,67
	p	0,03
	k	0,45
	mg	0.36
	qz	162
	Q	56,5
	L	39
	M	4,5
Paramètres JUNG-BROUSSE	An. %	21
	SAT	34,5
	COL	7
	FELDS	43.8

TABL

Massif de l

III) Granites à grai

Constituants chimiques		N° 34 Pont-du-Montal An. 2 321 F. CANTAGREL Clermont, février 1964	N° 37 La Roche-des-Fées An. 2 318 F. CANTAGREL Clermont, février 1964	N° 40 Bois-des-Grands-Taillis Saint-Andeux An. 40 { P. AUBRY J. CHRÉTIEN C. DUTHION Dijon, mars 1964
H_2O^-		0,30	0,20	0,03
H_2O^+		0,60	0,40	0,71
SiO_2		75,50	76,30	75,70
Al_2O_3		13,40	13,10	14,38
Fe_2O_3		0,80	0,70	0,32
FeO		0,60	0,60	0,83
TiO_2		0,10	0,10	0,14
P_2O_5		0,05	0,05	0,08
MnO		traces	traces	0,01
CaO		0,45	0,55	0,41
MgO		0,70	0,55	0,10
K_2O		4,00	4,20	4,14
Na_2O		3,90	3,75	3,47
Total		100,40	100,45	100,32
Paramètres C. P. I. W.		I,3(4),1,3'[3,1,1,2']	I,3(4),1',3'[(2)3,1,1(2)3]	I,3',1,3[2(3),1,1,4']
Paramètres NIGGLI	Si	448,5	462,5	473,5
	al	46,5	47	53
	fm	13	11,5	6,5
	c	3	3,5	3
	alc	37,5	38	37,5
	ti	0,53	0,54	0,56
	p	0,14	0,14	0,22
	k	0,40	0,42	0,44
	mg	0,67	0,62	0,18
	qz	198,5	210,5	223,5
	Q	58,5	59	60,5
	L	37	37	35
	M	4,5	4	4,5
Paramètres JUNG-BROUSSE	SAT	37,7	38,5	41
	COL	5,9	4,7	6,2
	FELDS	40,3	42,0	44,2
	An %	10	13	9

AU 10

Pierre-qui-Vire

n : Aplites

N° 51 Saint-Agnan An. 21 { P. AUBRY J. DEJOU Dijon, mars 1964	N° 60 Eschamps An. 27 { P. AUBRY J. DEJOU Dijon, décembre 1963	N° 64 Côtapre An. 41 { P. AUBRY J. CHRÉTIEN C. DUTHION Dijon, mars 1964	N° 82 Moulin-Colas An. 43 { P. AUBRY J. CHRÉTIEN C. DUTHION Dijon, mars 1964
0,18	0,12	0,03	0,14
1,00	0,65	0,96	0,58
71,10	75,60	74,36	76,00
16,80	14,42	14,86	14,12
0,72	0,90	0,46	0,48
0,94	0,43	0,82	0,65
0,12	0,08	0,26	0,14
0,08	0,06	0,16	0,04
0,05	0,03	traces	traces
0,46	0,45	0,65	0,50
0,15	0,16	0,15	0,05
4,83	4,10	4,08	4,82
3,90	3,63	3,27	3,10
100,33	100,63	100,06	100,62
I, 4,1,3[3,1,1,4]	I,3′,1′,3′[4,1,1,3(4)]	I,3′,1′,(3)4[3,1,1,4]	I,3′,1′,3[3′,1,1,4(5)]
377	458	442,5	481
52,5	51,5	52	52,5
8,5	8	8	6
3	3	4	3,5
36	37,5	36	38
0,48	0,36	1,07	0,76
0,16	0,05	0,36	0,11
0,45	0,42	0,35	0,49
0,22	0,38	0,26	0,14
133	208	198,5	229
54,5	59,5	59	60,5
40	36	36	35,5
5,5	4,5	5	4
31,1	40,4	39,2	40,3
8,25	5,6	7,2	4,9
44,9	42,5	34,5	50
9	12	11	14

REMERCIEMENTS

Je n'aurais garde, en présentant ce travail, d'oublier tous ceux qui m'ont apporté leur concours pour sa réalisation : en premier lieu, J. LAMEYRE, maître-assistant à la Faculté des Sciences de Clermont-Ferrand, avec qui nous avons parcouru le massif, confronté nos points de vue, ce qui nous a permis d'esquisser une carte régionale, puis M. LAPADU-HARGUES et son personnel qui se sont chargés à Clermont, de la séparation fort difficile des minéraux et de plusieurs analyses de biotites, enfin les techniciens des Stations de Dijon et de Châteauroux qui ont exécuté avec beaucoup de soin de longues analyses, souvent délicates. Qu'ils trouvent tous ici l'expression de ma profonde gratitude et mes remerciements les plus sincères.

SUMMARY

THE TWO-MICA-GRANITE-MASSIVE OF LA PIERRE-QUI-VIRE (YONNE AND NIÈVRE.) PETROGRAPHIC STUDY OF THE DIFFERENT FACIES

The two-mica-granite-massive of La Pierre-qui-Vire, situated in the northern part of the Morvan covers the area which stretches between Quarré-les-Tombes, la Roche-en-Brenil, Saulieu and Saint-Brisson. The general aspect of the country is that of a leveled ensemble cut through by deep valleys and with an altitude of about 500 to 550 meters in the central and eastern parts which progressively falls down to 450 m towards the north.

The structure of the massive is extremely complex, with three main facies following each other concentrically : an inner coarse-grained facies, the largest by the surface it occupies, then a transitional middle-grained facies and lastly on the periphery, a fine grained type.

Remarkable analogies link these three types of granite, so that finally, the size is the only variable character in the whole massive.

The structure is related to the type of automorphic plagioclases, and the composition shows remarkable unity : whichever the facies may be, the following constituents can be noted : Quartz, Perthite, Albite, Biotite, Muscovite, Cordierite which is more or less pseudomorphosed into Pinnite and Gigantolite, Tourmaline (very sporadically) and a few rare opaque minerals. Lastly, the chemical constitution is almost the same in all the samples, which confirms the homogeneity of the massive.

The CPIW, NIGGLI, JUNG and BROUSSE parameters perfectly express the analogies of the facies of La-Pierre-qui-Vire. All of them indicate hololeucrate, alkaline 2-mica-granites of the monzonitic type.

One can admit that these granites proceed from one and the same magmatic origin which underwent no cleaning processes when it settled, as the modifications in the size of the crystals depend on the conditions of the crystallization which is faster in the marginal zones than in the rest of the massive.

ZUSAMMENFASSUNG

DAS ZWEI-GLIMMER-GRANITGEBIRGE VON LA PIERRE-QUI-VIRE PETROGRAPHISCHES STUDIUM DER VERSCHIEDENEN FAZIES

Das Zwei-Glimmer-Granitgebirge von La Pierre-qui-Vire, im nördlichen Morvan gelegen nimmt die Gegend zwischen Quarré-les-Tombes, la Roche-en-Brenil, Saulieu und Saint-Brisson ein. Der Gesamteindruck ist derjenige eines abgeflachten Ganzen in 500 bis 550 m Höhe im zentralen und östlichen Teil, gegen Norden allmählich auf 450 m abfallend, und durch tiefe Täler eingeschnitten.

Die Struktur des Gebirges ist äusserst komplex, mit drei sich konzentrisch folgenden Hauptfazies : in der Mitte eine grobkörnige, flächenmässig die wichtigste, eine Übergangsfazies mit mittlerer Körnung und an der Peripherie eine feinkörnige.

Diese drei Granittypen sind sich so ähnlich, dass nur die Grösse als veränderliches Merkmal im gesamten Gebirge hervorsticht. Die Struktur lehnt sich an den Typus automorphes Plagioklas an und die mineralogische Zusammensetzung hat eine hervorragende Einheit : gleich welche Fazies es sei, beobachtet man folgende Bestandteile : Quarz, Perthit, Albit, Biotit, Muskovit, mehr oder

weniger zu Pinit und Gigantolit pseudomorphosierte Cordierit, sehr sporadische Turmalin und einige seltene trübe Mineralien. Die chemische Zusammensetzung ist praktisch die gleiche für alle Exemplare, was für die Einheitlichkeit des Gebirges spricht. Die CPIW-NIGGLI-JUNG-und BROUSSE Parameter drücken genau die Ähnlichkeit der Fazies von la Pierre-qui-Vire aus ; alle zeigen hololeukokratische. alkalische Zwei-Glimmer-Granite monzonitischer Art.

Man kann annehmen, dass diese Granite einer selben magmatischen Herkunft entspringen, die an Ort und Stelle keinerlei Reinigung erfuhr, da die Veränderungen in der Kristallgrösse von den Bedingungen einer schnellen Kristallisation im Randgebiete abhängen.

Гранитный в 2 слюды массив Пьер-ки-Вир (Деп. Ионн и Ньевр). *Петрографическое изучение его различных фаций.*

Ж. ДЕЖУ.

РЕЗЮМЕ

Гранитный, в две слюды, массив Пьер-ки-Вир, расположенный в северной части массива Морван, занимает район находящийся между Каррэ-лэ-Томб, Ла Рош-ен-Бэрниль, Солье и Сэн-Бриссон. Ландшафт местности-сглаженное целое, изрезанное глубокими долинами, с высотой колеблющейся от 500 до 550 метров в центральной и восточной своих частях, и прогрессивно снижающейся до 450 метров в северном направлении. Структура массива — сложная и представляет три главных концентрически сменяющихся фации : внутренне-крупнозернистая, самая обширная по занимаемому пространству, переходная-среднезернистая и на периферіях-фация мелкозернистого типа.

Крупные аналогии связывают эти три типа гранита, так что, в конце концов, только размеры зерен являются единственной переменной во всем целом массива. Структуру его можно причислить к типу несущему автоморфные плагиоклазы и минеральный его состав повсюду представляет замечательную однородность. Во всех фациях отмечается присутствие следующих компонентов : Кварц, Пертит, Альбит, Биотит, Мусковит, Кордиерит более или менее псевдоморфоризованный в Пиннит и Гигантолит, попадающийся спорадически Турмалин и редкие непрозрачные минералы. И, наконец, химический состав проб, повсюду практически одинаков, что подтверждает еще гомогенность массива. Параметры CP IW Ниггли, Юнга и Брусса хорошо отражают аналогии массива Пьер-ки-Вир; все указывает на то что речь идет о гололевкократных, щелочных гранитах в две слюды, монзонитической природы.

Можно допустить предположение что граниты эти ведут свое начало от одного и того-же магматического появления не претерпевшего никакой очистки в течении установки на месте, и у которого, изменения величины кристаллов связано с условиями более быстрой кристаллизации на краевых позициях, чем в остальной части массива.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ANDRÉ J., 1958. Le horst cristallin de Neuville-les-Decize et les fossés tectoniques de la Loire et de l'Allier. *D. É. S.*, Dijon.

BEAUJEU-GARNIER J., 1951. *Le Morvan et sa bordure. Étude morphologique.* Thèse. Presses Universitaires de France.

BONHOMME M. J., LASSERRE, 1961. Prélèvement et préparation des échantillons de micas pour mesure d'âge. *Trav. Labo. de Géol. et Min. Fac. Sci. Clermont-Ferrand,* Série Doc. nº 18-(9 p).

BONNAMOUR J., *a*) 1962. Le sapin de Noël en Morvan. *Bull. A. G. F.* (p. 200-218).

BONNAMOUR J., *b*) Thèse de géographie en cours sur le Morvan.

CICERI E.,-1958. Les Phyllosilicates (traduit de A. N. WINCHELL) Étude chimique et spectrographique de quelques biotites. *D. E. S.*, Clermont, 54 p.

COCHET H., 1953. La série cristallophyllienne et les granites de la partie nord-ouest du Morvan. *D. E. S.*, Clermont, 39 p.

DALY R. A., 1933. Igneous rocks and the depths of the earth. *1 v.*, New York et Londres.

DEER W. A., HOWIE R. A., ZUSSMANN J., 1962. Rock forming minerals. vol. 3, *Sheet silicates*, p. 11-31. 55-85. vol. 4, *Framework silicates*, p. 5-165. Longmans, Londres.

DEJOU J., 1958. Thèse. Étude comparative des phénomènes d'altération sur granite porphyroïde de Lormes et sur anatexites à cordiérite du Morvan-Nord et les sols qui en dérivent. *I. N. R. A.*, Paris, 164 p.

DERRUAU M., 1962. *Précis de Géomorphologie.* Masson, Paris, 3e éd, p. 261-265.

DESPOIS J., SANSELME H., VIALETTE Y., 1963. Granitisation viséenne au Nord-Est du Massif Central. *C. R. Acad. Sci., Paris*, **256**,-2 193-2 195.

GILLBERG Marianne, avril 1964. Halogens and hydroxyl contens of micas and amphiboles in Swedish granite rocks. *Geochimica and Cosmochimica Acta., J. Geochimical Soc.*, **28**, nº 4, p. 495-516.

HATTEN S., YODER Jr., 1959. *Experimental studies on micas : a synthesis. Clays and clay minerals.* Proceedings of the sixth national conference of Berkeley. Pergamon Press, p. 42-59.

HEINRICH E. W., 1946. Studies in the mica group : the biotite-phlogopite series. *Amer. J. Sci.*, vol. 244, p. 836-848.

JEREMINE E., 1940. Sur quelques granites des Vosges. *C. R. Acad. Sci., Paris*, **210**, 571-573.

JOHANNSEN A. Ph. D, 1949. *A descriptive Petrography of the igneous rocks.* 2nd ed, The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, *II.* 149 et suivantes, 226 et suivantes.

JUNG J., 1963. *Précis de Pétrographie. Roches sédimentaires, métamorphiques et éruptives.* Masson, Paris.

JUNG J., BROUSSE R., 1959. *Classification modale des roches éruptives, utilisant les données fournies par le compteur de points.* Masson, Paris, 1 vol., 112 p.

LABERNARDIÉRE H., 1960. Étude géologique du Sud-Forez (Région d'Ambert). *D. E. S.*, Clermont 1 vol., 74 p.

LACROIX 1962. *Minéralogie de la France et de ses anciens territoires d'Outre-Mer.* (nouveau tirage). t. I, 305-353. Blanchard, Paris.

LAMEYRE J., ROQUES M., juin 1964. Sur la muscovitisation des granites de la Pierre-qui-Vire (Yonne-Nièvre) et d'Échassières (Allier). *C. R. Acad. Sci. Paris*, **258**, 6 479-6, 482.

LAPADU-HARGUES P., 1945. Sur l'existence de la nature de l'apport chimique dans certaines séries critallophylliennes. *B. S. G. F.*, 5e série, **15**, 255-310.

LAPADU-HARGUES P., 1956. Remarques chimiques sur quelques aplites et granites du sud du Massif central français. *Publ. Fac. Sci., Univ. Clermont-Ferrand*, p. 73-79.

LAPADU-HARGUES P., 1960. Note sur les « Fraidornites » de la Lozère. *Trav. Labo. Géol. Clermont*, extrait du *Bull. Carte Géol. de France* **57**, nº 107-121.

LAPADU-HARGUES P., 1963. Micas et feldspaths dans les granites : essai sur l'éventuelle signification de ces minéraux. *C. R. Acad. Sci. Paris*, 256, p. 3 726-3 728.

LAPADU-HARGUES P., 1964. Les Phyllosilicates dans les granites et leur signification. *Trav. Labo. Géol. Min. Fac. Sci., Clermont*, série documentation nº 7, 17 p. + 5 p. de tableaux.

MAISONNEUVE J., 1960. Étude géologique sur le sud de la Corse. Thèse, *Bull. Serv. Carte Géol. de France*, **57**, nº 260, p. 26 et suivantes.

MICHEL R., 1953. Les schistes cristallins des massifs du Grand-Paradis et de Sesia Lanzio (Alpes franco-italiennes). Thèse, *Sci., de la Terre, Nancy*, **1**, nº 3-4, p. 172 et suivantes.

MICHEL-LÉVY Al, 1908. Les terrains primaires du Morvan et de la Loire. Thèse. *Bull. Serv. Carte Géol.*, **18**.

MICHEL-LÈVY Au., 1879. Aperçu général sur la constitution du Morvan. *B. S. G. F.*, 3e série, **7**, p. 758-766.

NOCKOLDS S. R., 1947. The relation between chemical composition and paragenesis in the biotite micas of igneous rocks. *Amer. J. Sci.*, **245**, 400-420.

ORLIAC Jacques, 1961. Séparation des feldspaths potassiques par densité. *Trav. Labo. Géol. Min. Fac. Sci., Clermont-Ferrand*, série documentation, nº 28, 2p.

ORLIAC Jeanne, 1961. Méthode d'analyse chimique des roches. *Trav. Labo. Géol. Min. Fac. Sci., Clermont-Ferrand*, série documentation nº 19, 17 p.

RAGUIN E., 1942. Gneiss et granites du Morvan septentrional. Feuilles d'Avallon et de Château-Chinon au 1/80 000. *Bull. Serv. Carte Géol. Fr*, **43**, p. 57-59.

RAGUIN E., 1957. *Géologie du Granite.* Masson, Paris, p. 250 et suivantes.

RINNE F., 1949. *La science des roches.* 3e éd., Lamare, Paris.

SANITAS Ch., LAPADU-HARGUES P., 1959. Les granites du Vivarais méridional. *Trav. Labo. Géol. Min. Univ. de Clermont*, extrait du *Bull. Serv. Carte Géol. Fr.*, **56**, nº 255, p. 101-114.

TERMIER P., 1897. Sur le granite du Pelvoux. *C. R. Acad. Sci. Paris.*, **124**, p. 317.

VIALETTE Y., 1962. Contribution à l'étude géochronologique par la méthode au strontium des principaux massifs de granites et de migmatites du Massif central français. *Ann. Fac. Sci. Univ. Clermont-Ferrand,* nº 6, 6e fasc. 88 p.

WASHINGTON H. S., 1917. Chemical analyses of igneous rocks, with a critical discussion of the character and use of analyses. *U. S. Geol. Survey, Prof. Paper,* nº 99, p. 66 et suivantes.

WEISBROD A., 1962. Les occurences de la cordiérite dans la haute vallée de l'Ardèche. *C. R. Acad. Sci.,* **254**, 3 393-3 395.

WEISBROD A., 1962. Relations pétrogénétiques entre les migmatites œillées et le granite du Velay (Massif central français)., *C. R. Acad. Sci., Paris.,* **255**, 3 004-3 006.

WINCHELL A. N., WINCHELL H., 1951. *Élements of optical mineralogy.* Part II. John Wiley and Sons. New York.

DOCUMENTS CONSULTÉS

Carte de France au 1/50 000 établie par la mission Morvan-Charollais du C. E. A.

Quarré-les-Tombes, feuille XXVIII, 22.
Saulieu, feuille XXVIII, 23.

Ann. agron., 1966, **17** (2), 143-155.

CONTRIBUTION A L'ÉTUDE DE MÉTHODES DE DOSAGE DE L'ACIDE PHOSPHORIQUE ASSIMILABLE DES SOLS

S. M. VIRMANI (1), H. MOULINIER et Rose MAZOYER

Station d'Agronomie et de Physiologie végétale,
Centre de Recherches agronomiques de Provence, 06 – Antibes

SOMMAIRE

Étude comparative de méthodes chimiques et isotopiques pour apprécier l'aptitude des sols à fournir du phosphore aux plantes.

INTRODUCTION

L'évaluation du besoin d'un sol en engrais phosphatés est basée généralement sur la notion de P assimilable. Ceci a abouti à la mise au point d'un certain nombre de techniques chimiques, biologiques et isotopiques.

Les techniques chimiques dosent le phosphore soluble dans un réactif déterminé. Les réactifs d'extraction proposés sont très variés ; la majorité d'entre eux a une réaction acide mais il en existe aussi de réaction neutre ou alcaline. De nombreuses formules de réactifs ont été proposées pour extraire globalement le phosphore dit assimilable ; d'autres réactifs, au contraire, n'extraient que certaines formes de phosphore : phosphore lié au calcium, au fer, à l'aluminium, etc. Les résultats publiés par AMER et *al*, (1955), MOSER et *al.* (1959), THOMPSON et *al.* (1960) ainsi qu'un examen complet des techniques utilisées aux États-Unis (BINGHAM, 1962) montrent que les résultats obtenus par ces différents réactifs d'extraction sont d'une valeur très variable. L'expérience confirme qu'aucune de ces techniques n'est valable pour la généralité des sols et des cultures pratiquées.

Dans les techniques biologiques, l'extraction est généralement faite par la plante elle-même. Ces méthodes sont nombreuses : nous avons utilisé ici celle de STANFORD (1957) dont le principe est classique : il s'agit de cultiver des plantes

(1) M. VIRMANI, Docteur ès-Sciences de l'Université de New-Delhi (I. A. R. I.) a effectué ce travail au cours d'un stage à la Station d'Agronomie d'Antibes.

carencées en P sur un échantillon du sol à étudier, puis de déterminer la quantité de phosphore absorbée par ces plantes. L'originalité de la méthode tient à ce que le temps de contact sol-racines est assez court : quelques jours seulement. Dans ces conditions, la production de matière sèche est pratiquement indépendante de la richesse du sol en phosphore. On peut donc considérer indifféremment la teneur en phosphore des parties aériennes ou bien la quantité de phosphore qu'elles contiennent.

Les techniques de dilution isotopique ont été utilisées par différents auteurs. BLANCHET (1959) montre que la mobilité des ions PO_4''' peut être étudiée en mesurant la vitesse de leur dilution isotopique. BARBIER et *al.* (1954-1955) ont exposé quelques aspects du phénomène d'autodiffusion dans les sols, en particulier, le rapport existant entre l'alimentation phosphorée des plantes et l'équilibre fixation-libération des ions PO_4''' dans le sol. Quand on introduit du ^{32}P dans un sol, on observe un échange rapide entre le ^{31}P présent et le ^{32}P ajouté, puis un léger ralentissement de l'échange. TALIBUDEEN (1958) trouve qu'une quantité appréciable de ^{32}P est échangée en 24 heures et que l'équilibre est généralement atteint après 150 heures. MCAULLIFE et *al.* (1948) et SCOTT RUSSEL et *al.* (1954) observent que le ^{31}P du sol, qui est rapidement en équilibre avec le ^{32}P ajouté, correspond le plus souvent au phosphore assimilable. Dans un travail récent BAKER (1964) montre que le phosphore isotopiquement diluable des sols est en étroite relation avec le phosphore assimilable. Enfin, BARBIER et HAAS (1961) ont mis au point une technique pour la mesure du phosphore isotopiquement diluable des sols.

Dans la présente étude, nos buts sont :

— de comparer entre elles différentes méthodes d'extraction classiques chimiques ou biologiques appliquées à des sols variés.

— de déterminer la relation existant entre la réponse des plantes à une fertilisation phosphatée et les résultats obtenus par le fractionnement des différentes formes de phosphore ou par la technique de dilution isotopique.

MATÉRIEL

La comparaison de 4 méthodes classiques a été faite sur 99 échantillons provenant de régions très diverses. L'éventail présenté par l'ensemble de ces échantillons peut être schématisé de la façon suivante : réaction allant de pH 4,9 à pH 8,5 et teneur en calcaire total allant de 0 à 836 pour mille (56 échantillons sont dépourvus de calcaire).

La technique de STANFORD n'a été appliquée qu'à une partie de ces échantillons. En effet, cette technique suppose des échantillons assez importants puisque chaque prise d'essai est de 200 g. En fait, nous n'avons pu utiliser que 68 échantillons parmi les 99 précédents.

Pour les autres parties de cette étude, nous devions disposer d'échantillons pour lesquels la réponse des plantes à une fertilisation phosphatée soit connue. Seuls 21 échantillons de la série précédente remplissaient cette condition. Dans le tableau 1 nous avons indiqué les principales caractéristiques de ces sols.

MÉTHODES

Les méthodes d'extraction classiques étudiées ici sont au nombre de quatre :

a) *Méthode de* TRUOG (1930) : extraction par l'acide sulfurique dilué, tamponné à pH 3 par le sulfate d'ammonium, suivi d'une colorimétrie obtenue par réduction du complexe phosphomolybdique par le chlorure stanneux en milieu chlorhydrique.

b) *Méthode de* MORGAN (*d'après* BARBIER), (BARBIER., 1941) : extraction par le réactif acéto-acétique à pH 4,8 et colorimétrie par réduction du complexe phosphomolybdique par le chlorure stanneux en milieu sulfurique.

c) *Méthode de* JORET *et* HÉBERT (1955) : extraction par l'oxalate d'ammonium 0,2 N et colorimétrie par réduction du complexe phosphomolybdique par l'acide ascorbique.

TABLEAU I

		N° échant.	Origine	Type d'expérience et texture du sol	Culture
Réponse positive	A. — Sols calcaires	17	Piquet. Station d'Agronomie Avignon.	Essai d'engrais phosphatés. Sol calcaire, fin et bien réparti.	Riz (semis direct)
		31	Issoudun. Station d'Agronomie de Châteauroux.	Essai d'engrais phosphatés. Sol à 43 % d'argile.	Orge et colza
		33	Surat. Station Agro. de Clermont-Ferrand.	Champ d'essais 1961-1962. Terre Noire de Limagne du Nord.	
		43	Reventin (Isère). S. N. S. T.	Champ d'essais d'engrais phosphatés	Prairie temporaire
		44	Pont-d'Ain (Ain). S. N. S. T.	Champ de démonstration.	Prairie naturelle
		53	Ivry-en-Montagne (C. O.). S. N. S. T.	Champ de démonstration.	Colza
	B. — Sols non calcaires	21	Piffonds. Station Agronomie Auxerre.	Essais scories Thomas	Betteraves fourragères et blé
		25	Piffonds. Station Agronomie Auxerre.	Essais scories Thomas.	Betteraves fourragères et blé
		37	Orléat (Château-Gaillard). Station Agro. Clermont-Ferrand.	Champ d'essais de Saint-Gobain. Terre de Varennes-de-la-Dore.	
		48	Lagrange (Landes). S.N.S. T.	Essais d'engrais. Sable fauve des Landes.	Maïs *W 355*
		52	Loucres (Doubs).		Prairie
		55	Sainte-Feyre (Creuse). S. N. S. T.		

d) *Méthode de* RIEHM (1958) : extraction par une solution de lactate d'ammonium et d'acide acétique à pH 3,5 et colorimétrie par réduction du complexe phosphomolybdique par le chlorure stanneux en milieu chlorhydrique.

La technique de STANFORD a été appliquée en suivant les indications de l'auteur. Dans un pot légèrement conique, sans fond, d'un diamètre de 10 cm, on sème 30 grains de blé sur 400 g de sable. Pendant 2 semaines, les jeunes plants sont alimentés par arrosage avec une solution nutritive sans phosphore. Puis ce pot est emboîté dans un pot semblable contenant 200 g de sol. Après une semaine, on récolte les parties aériennes et on dose P_2O_5 par colorimétrie au vanadate après minéralisation par voie sèche. Nous avons exprimé ici les résultats en mg de P_2O_5 par pot.

Les différentes formes de phosphore ont été extraites et dosées suivant la technique décrite par CHANG et JACKSON (1957). Le phosphore « soluble à l'eau » est extrait par une solution de chlorure d'ammonium, le phosphore lié au fer est extrait par NaOH 0.1 N, le phosphore lié au calcium est extrait par H_2SO_4 0.5 N. Dans ces 3 cas, la colorimétrie est faite après réduction du complexe phosphomolybdique par une solution à 0.5 p. 100 de chlorure stanneux dans le glycérol. Enfin, le phosphore lié à l'aluminium est extrait par une solution neutre de fluorure d'ammonium 0.5 N. La colorimétrie est faite par réduction du complexe phosphomolybdique par l'acide ascorbique.

TABLEAU I *bis*

		N° échant.	Origine	Type d'expérience et texture du sol	Culture
Réponse nulle	A. — Sols calcaires	13	Les Oliviers. Station d'Agronomie Avignon.	Essais d'engrais phosphatés	Riz repiqué
		32	Clermont-Ferrand. (Domaine de Grouelle). Station Clermont-Ferrand.	Terre noire de Limagne du sud.	
		57	Tilloy-Bellay (Marne). S. N. S. T.	Essai d'engrais. Sol dosant 2,6 % de matières organiques.	Blé et orge
		83	Menneville. Station Agronomie de Laon.	Essai d'engrais terre crayeuse à 12 % d'argile	Céréales et betteraves
	B. — Sols non calcaires	34	Saint-Amant-Roche-Savine. Station Agro. Clermont-Ferrand.	Terre granitique du Livradois.	
		36	Saulzet-le-Froid, Espinasse. Station Agro. Clermont-Ferrand.	Terre basaltique des monts Dore.	
		39	Montmeyre (Puy-de-Dôme). S. N. S. T.		Prairie permanente
		50	La Chapelle-Aubry (M. et L.) S. N. S. T.	Terre argileuse assez profonde.	
		89	Birey-les-Pierre-Pont. Station Agro. Laon.	Terre sablo-limoneuse à 1,8 % de M. O. Essai d'engrais phosphatés.	Céréales

Pour le phosphore isotopiquement diluable nous avons utilisé la technique de BARBIER-HAAS (1961).

Selon BARBIER-HAAS, nous avons mis 5 g de sol dans un tube à centrifuger de 100 ml en polyéthylène, ajouté 45 ml d'eau déminéralisée, puis lentement et en agitant, 5 ml d'une solution de $^{32}PO_4$ de 1 millicurie par litre et contenant comme entraîneur 1 p.p.m. de P sous forme de phosphate de Ca. Nous avons agité mécaniquement pendant 6 heures puis laissé au repos 18 heures. A cette suspension, nous avons ajouté 1,75 g de bicarbonate de sodium très pur puis 750 mg de charbon actif pur pour analyse. Après agitation de 5 minutes et centrifugation, nous avons fait, sur la solution décantée, un comptage de ^{32}P et un dosage de phosphore par la méthode Denigès. Pour chaque extrait le comptage de ^{32}P a été fait à 6 000 coups en deux répétitions sur 2 ml ; nous avons pris comme mesure la moyenne des deux résultats. L'appareil utilisé était un Tracer-Lab (1) avec enregistrement automatique.

(1) Cet appareil a été mis à notre disposition par la Station d'Agronomie d'Avignon.

Pour le calcul, nous avons appliqué la formule de Barbier-Haas :

$$M = \frac{N_0 V_0 c}{N}$$

où :

c est la concentration de la solution en γ P par ml.

N_0 est le nombre de coups/minute donné par le volume de solution radioactive (en l'espèce 5 ml) introduit dans chaque essai lorsqu'il est amené au volume V_0 ;

V_0 est égal en l'espèce à 50 ml ;

N est le nombre de coups/minute donné par la solution séparée de la suspension de terre ;

M est alors obtenu en γ P dans la prise d'essai.

On voit que dans ce travail les sols ont été mis en contact avec la solution de ^{32}P pendant 24 heures seulement. Ce protocole a donné des résultats stables et satisfaisants bien qu'après ce temps de contact relativement bref le phosphore isotopiquement dilué puisse n'être qu'une fraction de la limite de P isotopiquement diluable.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

1° *Comparaison des résultats donnés par les quatre méthodes classiques de dosage du phosphore assimilable*

Nous avons comparé les résultats obtenus par la méthode TRUOG avec les résultats obtenus successivement par les trois autres méthodes. Les coefficients de corrélation r ont été calculés soit pour l'ensemble des échantillons, soit pour les échantillons non calcaires, soit pour les échantillons neutres. Le tableau 2 donne ces coefficients de corrélation et leur probabilité P.

TABLEAU 2

Corrélation entre les résultats obtenus par la méthode Truog et chacune des autres méthodes

	Totalité des sols (99 échantillons)		Sols non calcaires (44 échantillons)		Sols neutres (12 échantillons)	
	r	P	r	P	r	P
TRUOG et RIEHM....	+ 0,862	très forte	+ 0,958	très forte	+ 0,994	très forte
TRUOG et BARBIER-MORGAN	+ 0,563	moyenne	+ 0,928	très forte	+ 0,978	très forte
TRUOG et JORET-HÉBERT	+ 0,256	faible	+ 0,316	faible	+ 0,940	très forte

Le graphique 1 représente les droites de régression entre les résultats donnés par la méthode de TRUOG et ceux donnés par la méthode de RIEHM pour l'ensemble des échantillons.

Le graphique 2 représente le groupement des résultats correspondant aux méthodes de TRUOG et de JORET-HÉBERT pour lesquels la corrélation est faible.

Sur ce graphique 2 les points correspondant aux sols acides de pH inférieur à 6,5 sont représentés par un signe particulier afin de montrer que le peu de corrélation constaté dans ce cas est probablement dû aux résultats obtenus pour les échantillons acides. Pour ces sols, la méthode de TRUOG donne parfois des résultats plus élevés. D'ailleurs, nous avons vérifié que les résultats obtenus par les méthodes de TRUOG, RIEHM et BARBIER-MORGAN varient en fonction directe du pH du sol ; ce n'est pas le cas pour les résultats donnés par la méthode JORET-HÉBERT.

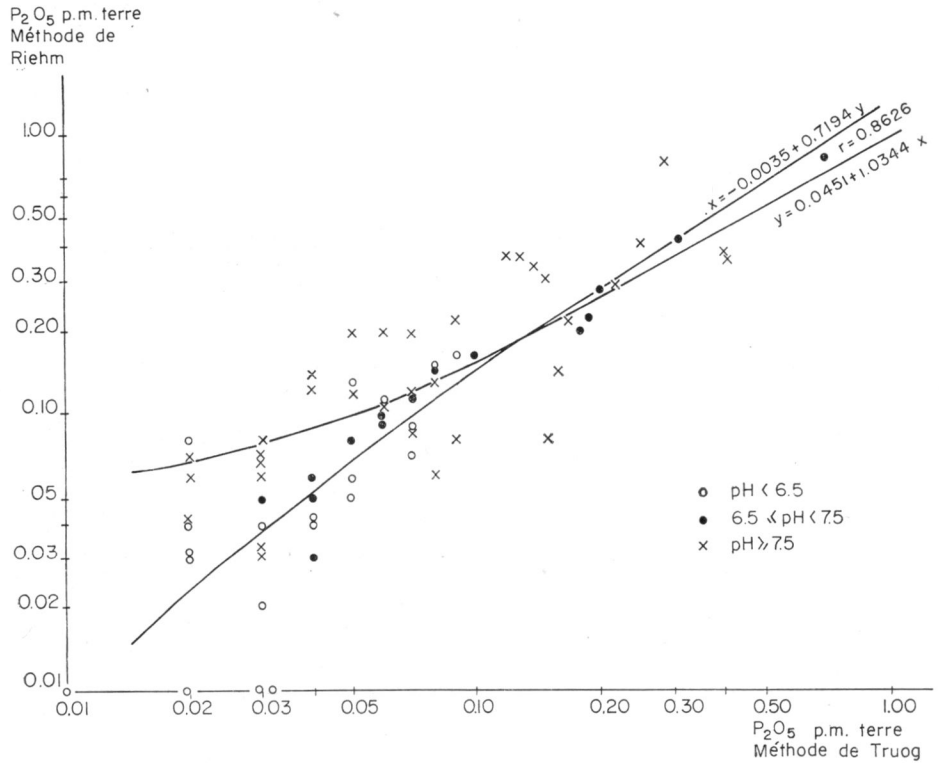


FIG. 1.

A propos des méthodes de TRUOG, de RIEHM et de MORGAN, il faut faire une remarque importante concernant les sols calcaires. Pour ces sols, il est évident que la quantité de carbonate de calcium présente au moment de l'extraction peut neutraliser le réactif, de sorte que l'extraction peut se faire en milieu neutre ou alcalin au lieu des pH 3,0 — 3,5 ou 4,8. Dans ces conditions, le résultat est probablement plus faible qu'il ne devrait être si le pH avait été maintenu acide.

En conclusion, ces quatre méthodes de dosage donnent des résultats parfois discordants. Ces méthodes peuvent être réparties en 2 groupes : d'une part, les méthodes TRUOG, RIEHM et BARBIER-MORGAN, et, d'autre part, la méthode JORET-HÉBERT.

Les trois méthodes du premier groupe donnent des résultats semblables. Les corrélations sont moyennes ou très fortes et on peut raisonnablement appliquer les équations de régression pour transformer la teneur donnée par une méthode, en teneur donnée par une autre. D'autre part, les résultats donnés par chacune de ces méthodes sont influencés par la réaction de l'échantillon : la teneur en P_2O_5 assimilable est, en général, proportionnelle au pH du sol. D'une manière générale, ces trois méthodes se comportent de la même façon. Si l'on met à part la méthode BARBIER-MORGAN difficile à utiliser dans le cas de sols très calcaires, on peut choisir indifféremment la méthode TRUOG ou la méthode RIEHM pour représenter ce groupe.

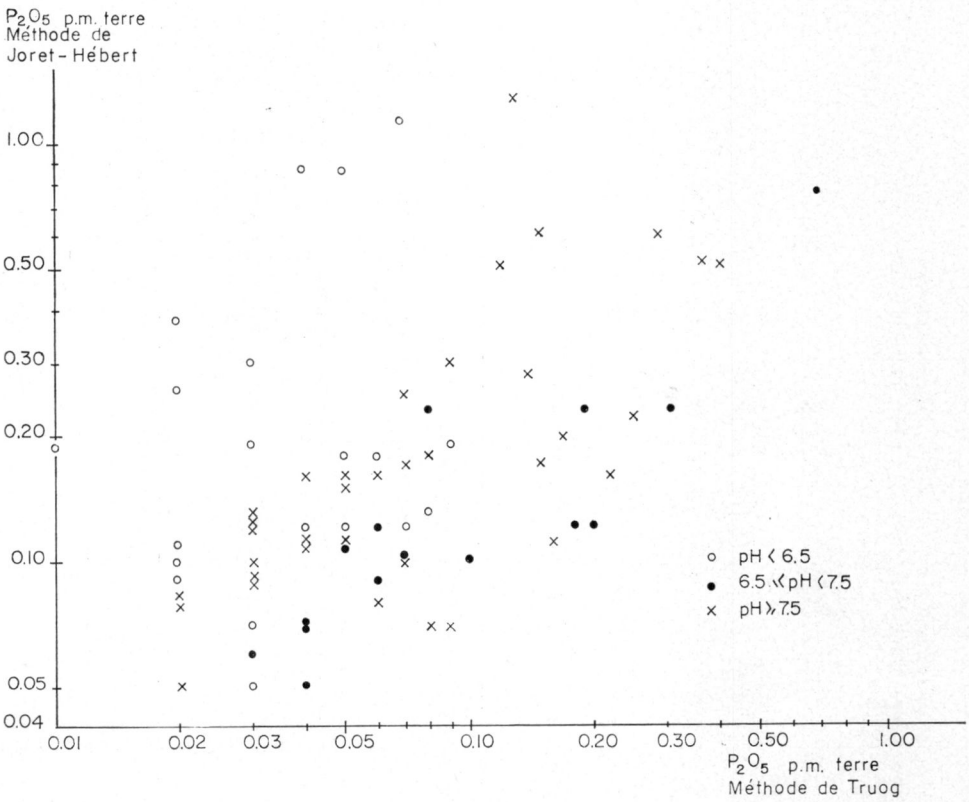


FIG. 2.

Le deuxième groupe qui comporte uniquement la méthode JORET-HÉBERT est assez différent. Cette méthode n'est pas toujours en bonne corrélation avec les précédentes notamment pour les sols acides. De plus, cette méthode donne des teneurs en P_2O_5 assimilable qui ne sont pas spécialement sous la dépendance du pH de l'échantillon.

Dans le tableau 3, sont indiqués les résultats obtenus pour chacun des 21 échantillons dont la réponse aux apports d'engrais phosphatés est connue.

En ne considérant que les moyennes, on constate que, généralement. les sols sans réponse aux engrais ont des teneurs plus élevées que les sols donnant une réponse

positive. Mais on constate aussi que ces moyennes sont variables également en fonction du type de sols, calcaires ou non. Si l'on remarque également qu'à l'intérieur d'un groupe quelconque, les résultats élémentaires sont très variables d'un échantillon à l'autre, on peut conclure que, pour ces 21 échantillons, aucune des quatre méthodes ne donne une indication satisfaisante de la réponse aux apports d'engrais.

TABLEAU 3

Phosphore assimilable

		N°	Méthode TRUOG (P_2O_5 ppm)	Méthode BARBIER MORGAN (P_2O_5 mg/l)	Méthode RIEHM (P_2O_5 ppm)	Méthode JORET-HÉBERT (P_2O_5 ppm)
Réponse positive aux engrais phosphatés	Sols calcaires	17	20	7,5	60	50
		31	50	7,5	180	150
		33	60	5,0	200	160
		43	90	7,0	210	300
		44	20	6,0	70	80
		53	30	7,5	80	90
		moyenne	45	6,8	133	138
	Sols non calcaires	21	40	2,5	60	70
		25	40	2,0	50	70
		37	20	4,0	80	110
		48	30	4,0	50	60
		52	30	0,5	10	70
		55	50	1,0	60	120
		moyenne	35	2,3	52	83
Réponse nulle aux engrais phosphatés	Sols calcaires	13	40	10,0	130	110
		32	290	9,0	780	590
		57	40	7,0	140	160
		83	60	12,5	120	190
		moyenne	107	9,6	293	263
	Sols non calcaires	34	80	3,3	140	230
		36	40	0,5	40	120
		39	30	1,0	20	300
		50	200	5,0	270	120
		89	300	15,0	340	210
		moyenne	130	5,0	162	196

2° *Comparaison entre la méthode* STANFORD *et les méthodes chimiques*

Sur chacun des 68 échantillons utilisés ici, la technique STANFORD a été répétée trois fois. La première récolte a été faite le 18 février 1963, la seconde le 19 mars et la troisième le 23 avril. Le classement des différents échantillons a été à peu près le même pour chacune des trois répétitions. Cependant, l'ensemble des résultats a été plus faible pour la première culture que pour les deux suivantes. Au 18 février, la moyenne générale a été de 5,67 mg P_2O_5 par pot alors qu'en mars cette moyenne a été

de 7,26 et en avril de 7,29. Cette variation est due surtout à une variation de la quantité de matière sèche produite (579 mg par pot au 18 février et 705 mg le 19 mars) en relation probablement avec les variations des conditions du milieu, comme la température par exemple.

A ces résultats nous avons comparé ceux donnés par deux méthodes chimiques caractéristiques, la méthode de TRUOG et la méthode de JORET-HÉBERT. Les coefficients de corrélation sont donnés dans le tableau suivant :

	Méthode de TRUOG	Méthode de JORET-HÉBERT
1er essai STANFORD	0,706	0,278
2e essai STANFORD	0,655	0,410
3e essai STANFORD	0,679	0,426
Moyenne des trois essais STANFORD..	0,745	0,431

La probabilité de corrélation avec la méthode de STANFORD n'est donc bonne que pour la méthode de TRUOG pour l'ensemble des échantillons. La droite de régression entre ces deux méthodes est donnée par le graphique 3.

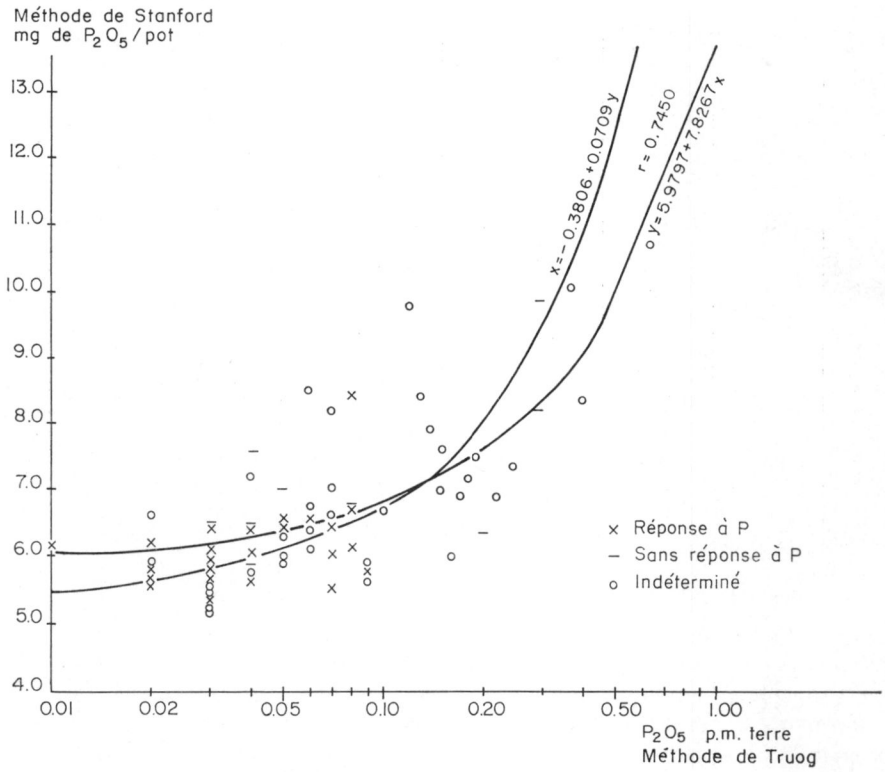


FIG. 3.

Si l'on ne considère que les échantillons de pH supérieur ou égal à 6,5 (50 échantillons), le coefficient de corrélation STANFORD-JORET-HÉBERT est bien meilleur : $r = 0{,}644$. Donc, pour des sols neutres ou alcalins, la méthode de STANFORD donne des résultats en accord aussi bien avec ceux donnés par la méthode de TRUOG qu'avec ceux donnés par la méthode JORET-HÉBERT.

3° *Répartition des différentes formes de phosphore*

Pour les 21 échantillons étudiés ici, les résultats sont donnés dans le tableau 4.

TABLEAU 4

Formes de phosphore minéral

		N°	P soluble eau (ppm)	Al — P (ppm)	Fe — P (ppm)	Ca — P (ppm)
Réponse positive aux engrais phosphatés	Sols calcaires	17	1,05	traces	traces	442
		31	5,95	63,0	4,6	588
		33	2,75	30,9	6,9	444
		43	2,75	33,2	traces	758
		44	2,75	traces	traces	182
		53	2,75	traces	6,9	82
		moyenne	3,0	21,2	3,1	416
	Sols non calcaires	21	10,30	18,3	119,1	66
		25	6,87	18,3	105,3	41
		37	19,46	48,1	128,7	48
		48	16,03	16,0	77,4	55
		52	4,58	13,7	108,8	39
		55	8,01	135,1	203,1	91
		moyenne	10,86	41,6	123,7	57
Réponse nulle aux engrais phosphatés	Sols calcaires	13	12,60	4,6	6,4	330
		32	18,32	130,5	4,6	820
		57	9,16	20,6	3,7	617
		83	9,16	9,2	5,7	708
		moyenne	12,31	41,2	5,1	619
	Sols non calcaires	34	12,60	245	311,4	207
		36	20,6	549,6	604,6	289
		39	17,20	64,1	141,8	42
		50	3,43	50,4	325,2	267
		89	18,32	124,8	56,1	251
		moyenne	14,43	206,8	287,8	211

Pour les sols calcaires, il se vérifie que la quantité de phosphore liée au calcium est beaucoup plus élevée que celle liée à l'aluminium ou au fer. La quantité de phosphore liée à l'aluminium et au fer varie de traces à environ 10 p. 100 de l'ensemble des trois formes de phosphore minéral. En moyenne, dans les sols calcaires, il y a 92 p. 100 du phosphore minéral sous forme calcique. Dans les sols calcaires ne répondant pas aux engrais phosphatés, on trouve généralement que la teneur en phosphore liée à l'aluminium est plus forte que la teneur en phosphore lié au fer ; ce qui confirme les

résultats obtenus par CHANG et JACKSON (1958) et CHANG et CHU (1962) pour des sols ayant reçu récemment une forte fumure phosphatée.

Pour des sols non calcaires, la quantité de phosphore liée au fer est toujours plus élevée que celle liée à l'aluminium ou au calcium. On a en moyenne 26 p. 100 de phosphore lié au calcium, 46 p. 100 lié au fer et 24 p. 100 lié à l'aluminium.

Comme pour les méthodes chimiques classiques on constate une grande hétérogénéité des résultats dans chaque groupe d'échantillons et donc une certaine difficulté à utiliser cette technique pour prévoir la réponse aux apports d'engrais.

4° *Utilisation du phosphore radioactif*

Les résultats sont donnés dans le tableau 5.

TABLEAU 5

P isotopiquement diluable, exprimé en P p. mille de terre

	Sols calcaires N°	P. p. mille	Sols non calcaires N°	P. p. mille
Réponse positive aux engrais phosphatés	17	38	21	37
	31	38	25	42
	33	30	37	37
	43	32	48	35
	44	53	52	42
	53	25	55	43
	moyenne	36	moyenne	39
Réponse nulle aux engrais phosphatés	13	71	34	65
	32	67	36	62
	57	60	39	72
	83	50	50	84
	moyenne	62	moyenne	70

Le tableau 5 montre que les résultats obtenus pour chaque groupe de sols sont très caractéristiques. Pour les sols donnant une réponse positive à la fertilisation phosphatée la teneur moyenne en phosphore isotopiquement diluable évaluée suivant la technique de BARBIER-HAAS est de 37,5 alors que pour les sols sans réponse aux engrais, cette moyenne est de 66,0. De plus, on voit que dans chaque groupe, les terres calcaires donnent des résultats très voisins de ceux obtenus pour les terres non calcaires. Enfin, pour les divers échantillons d'un même groupe les teneurs sont peu différenciées.

Bien que ce tableau ne comporte pas de résultat supérieur à 85, nous avons obtenu pour certains sols (résultats non publiés) des taux voisins de 350.

CONCLUSION

Pour les 99 échantillons utilisés dans cette étude, les méthodes de TRUOG, RIEHM, BARBIER-MORGAN et JORET-HÉBERT ne donnent pas toujours des résultats compa-

rables. La dernière méthode donne parfois des résultats plus élevés que les autres méthodes pour les sols acides. En fait, les 3 premières méthodes donnent généralement des teneurs faibles en phosphore assimilable pour les échantillons acides.

En ne considérant que les 21 échantillons dont on connaît la réponse, positive ou nulle, aux apports d'engrais phosphatés, on constate que ces quatre méthodes donnent des résultats difficiles à utiliser. Sur plusieurs échantillons, la moyenne des résultats traduit grossièrement la réponse aux apports d'engrais mais ces résultats sont très différents d'un échantillon à l'autre et même très différents suivant qu'il s'agit d'échantillons calcaires ou d'échantillons non calcaires.

La méthode STANFORD est en bon accord avec la méthode TRUOG pour l'ensemble des 68 échantillons utilisés. Avec la méthode JORET-HÉBERT, cet accord ne devient satisfaisant que si l'on ne considère que les échantillons de réaction neutre ou alcaline.

Le fractionnement du phosphore en ses différentes formes présente le même inconvénient que les quatre méthodes d'extraction précédentes.

Par contre, l'utilisation d'une technique de dilution isotopique semble donner des résultats en accord avec la réponse aux apports d'engrais et ceci indépendamment du type de sol. Le groupe des échantillons à réponse positive donne des résultats inférieurs à ceux du groupe d'échantillons à réponse nulle, que ces échantillons soient calcaires ou non calcaires.

Reçu pour publication en mars 1966.

REMERCIEMENTS

L'un des auteurs, M. VIRMANI, remercie spécialement le Gouvernement français pour l'aide financière qu'il lui a accordée ainsi que l'Institut national de la Recherche agronomique. Il adresse également ses vifs remerciements à Mme BLANC, directeur de la Station d'Agronomie d'Antibes et à M. BARBIER de la Station d'Agronomie de Versailles qui ont guidé ce travail.

SUMMARY

CONTRIBUTION TO THE STUDY OF METHODS FOR THE DOSAGE OF THE AVAILABLE PHOSPHORIC ACID IN THE SOIL

In this study, the authors examined different soil samples varying as well in their lime content as in their response to the application of phosphatic fertilizers. The results show that neither the four methods of dosage used (TRUOG, BARBIER-MORGAN, RIEHM, JORET-HÉBERT) nor the estimation of the four forms of mineral phosphorus (water soluble, phosphorus combined with aluminium, with iron or with calcium) nor even the STANFORD method give a satisfying forecast of the response in the field. On the other hand, the evaluation method of the isotopically dilutable phosphorus seems to be of definite interest.

ZUSAMMENFASSUNG

BEITRAG ZUM STUDIUM DER DOSIERUNGSMETHODIK DER ASSIMILIERBAREN PHOSPHORSÄURE DES BODENS

In diesem Beitrag untersuchten die Verfasser verschiedene Bodenproben, sowohl den Kalkgehalt als ihre Reaktion auf Phosphordünger betreffend. Die Ergebnisse zeigen, dass weder die vier chemischen Dosierungsmethoden (TRUOG, BARBIER-MORGAN, RIEHM, JORET-HÉBERT) noch die

Schätzung der vier Formen mineralischen Phosphors (wasserlöslich, an Al- Fe- oder Ca gebunden) noch die STANFORD methode eine zufriedonstellende Vorhersage im Felde geben. Hingegen scheint die Methode einer Schätzung isotopisch verdünnbaren Phosphors interessant zu sein.

К вопросу изучения методов дозажа доступной фосфорной кислоты почв.

С. М. ВИРМАНИ, Г. МОЛИНЬЕ и Роза МАЗУАЙЕ.

РЕЗЮМЕ

Авторы изучали в данной работе пробы различных по содержанию кальция почв, различающихся также по их ответной реакции на внесение фосфорных удобрений. Результаты показали, что в полевых опытах не было возможно ее достаточно предвидеть, ни при применении 4-х методов химического дозажа (Труог; Барбье-Морган, Рием, Жорэ-Эберт), ни при оценке 4-х форм минерального фосфора (фосфор водорастворимый, фосфор связанный с аллюминием, с железом и с кальцием), ни даже применяя метод Станфорда. И напротив, метод оценки способного к изотопическому разбавлению фосфора, представляет некоторый интерес.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AMER F., et *al.*, 1955. Characterization of soil phosphorus by anion exchange and ^{32}P equilibration. *Plant and Soil*, **6**, 391-408.

BAKER D. E., 1964. A study of isotopic dilution as a method for relating phosphorus retention to availability of phosphorus in widely different soils. *Soil Sci. amer. Proc.*, **28**, 511-517.

BARBIER G., 1941. Dosage rapide de l'acide phosphorique et de la potasse dans les sols en vue de fixer la fumure. *Ann. agron.*, 210-216.

BARBIER G. et *al.*, 1954. Recherches au moyen d'isotopes sur les phénomènes d'autodiffusion dans le sol et sur l'alimentation des plantes. *Ann. agron*, **5**. 923-959.

BARBIER G., et *al.*, 1955. Recherches au moyen d'isotopes sur les équilibres de fixation et de libération des ions phosphoriques dans le sol. *Bull. Doc. Assoc. Intern. Fab. Super.*, **17**, 1-13.

BARBIER G., HAAS, 1961. Contribution à l'étude de l'acide phosphorique de terres calcaires. *Ann. agron.*, **12**, 425-433.

BINGHAM P. T., 1962. Chemical soil tests for available phosphorus. *Soil Science*, **94**, 87-95.

BLANCHET E., 1959. Énergie d'absorption des ions minéraux par les colloïdes du sol et nutrition minérale des plantes. *Ann. agron.*, **1**, 5-52.

CHANG S. C., CHU W. K., 1961. The fate of soluble P applied to soils. *J. Soil Sci.*, **12**, 286-293.

CHANG S. C., JACKSON M. L., 1957. Fractionation of soil phosphorus. *Soil Sci.*, 113-144.

CHANG S. G., JAKSON M. L., 1958. Soil phosphorus fractions in some representative soils. *J. Soil Sci.*, **9**, 109-119.

JORET G., HÉBERT J., 1955. Contribution à la détermination du besoin des sols en acide phosphorique. *Ann. agron.*, **6**, 233-300.

MCAULIFFE C. D., et *al.*, 1947. Exchange reactions between phosphates and soils : Hydroxylic surfaces or soil minerals. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **12**, 119-123.

MOSER U. S., *al.*, 1947. Evaluation of laboratory indexes of absorption of soil phosphorus by plants. *Plant and Soil*, **10**, 356-374.

RIEHM H., 1958. Die ammoniumlaktatessigsäure methode zur Bestimmung der leichtlöslichen phosphorsäure in Karbonathaltigen boden. *Agrochimica*, **3**, 49-65.

SCOTT RUSSELL R., et *al.*, 1954. Isotopic equilibria between phosphates in soil and their significance in the assessment of fertility by tracer methods. *J. Soil Sci.*, **1**, 85-105.

STANFORD G., et *al.*, 1957. A method for measuring short-term nutrient absorption by plants : phosphorus. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **21**, 612-617.

TALIBUDEEN O., 1958. Isotopically exchangeable phosphorus in soils. The fractionation of soil phosphorus. *J. Soil Sci.*, **9**, 120-129.

THOMPSON E. J., et *al.*, 1960. Evaluation of laboratory indexes of absorption of soil phosphorus by plants. *Plant and Soil*, **13**, 28-38.

TRUOG E., 1930. The determination of readily available phosphorus of soils. *J. amer. Soc. Agro.*, **22** 874,

Ann. agron., 1966, **17** (2), 157-187

CONTRIBUTION A L'ÉTUDE DE LA DYNAMIQUE DE L'ALUMINIUM DANS LES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE : APPLICATION A LEUR MISE EN VALEUR (1)

PREMIÈRE PARTIE (2)

C. JUSTE

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches agronomiques, du Sud-Ouest, 33-Pont-de-la-Maye

---

SOMMAIRE

PREMIÈRE PARTIE — LES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE.

CHAPITRE I. — GÉNÉRALITÉS.

CHAPITRE II. — LES SOLS SABLEUX DES LANDES DE GASCOGNE.

CHAPITRE III. — LES SOLS DE TOUYAS DES BASSES-PYRÉNÉES.

CHAPITRE IV. — CONCLUSION DE LA PREMIÈRE PARTIE.

DEUXIÈME PARTIE. — DYNAMIQUE DE L'ALUMINIUM DANS LES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE.

CHAPITRE I. — DÉFINITION.

CHAPITRE II. — MOBILISATION DE L'ALUMINIUM DANS LES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE.

CHAPITRE III. — REDISTRIBUTION DE L'ALUMINIUM DANS LES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE.

CHAPITRE IV. — CONCLUSION DE LA DEUXIÈME PARTIE.

(1) Thèse soutenue le 5 décembre 1965 à la Faculté des Sciences de Nancy, pour obtenir le titre de Docteur-Ingénieur.

(2) La deuxième partie sera publiée dans le numéro 3/1966 des Annales agronomiques.

Troisième partie. — Aluminium échangeable et mise en valeur des sols acides du sud-ouest atlantique.

Chapitre I. — Phytotoxicité de l'aluminium.

Chapitre II. — Influence du chaulage sur la phytotoxicité de l'aluminium échangeable des sols acides du Sud-Ouest atlantique.

Quatrième partie. — Conclusion générale.

Cinquième partie. — Techniques analytiques.

1. Dosage colorimétrique de l'aluminium.
2. Déterminations se rapportant aux sols.
3. Déterminations se rapportant aux végétaux.

Sixième partie. — Bibliographie.

PREMIÈRE PARTIE

LES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE

CHAPITRE I

GÉNÉRALITÉS

La région du Sud-Ouest atlantique correspond à la partie du Bassin aquitain soumise à l'action climatique dominante de l'Atlantique : elle est limitée à l'Ouest par la bordure du golfe de Gascogne et à l'Est, très schématiquement, par une ligne joignant l'île d'Oléron au plateau du Lannemezan en passant par la Double et le Bas Armagnac.

Selon ENJALBERT (1960), on délimite ainsi une « province pédologique assez bien définie où dominent les sols acides ». Effectivement, à quelques rares exceptions près, l'acidité constitue le lien commun unissant les sols développés sur les sables des landes de Gascogne, les sols du flysch basco-béarnais, les sols de graves de la Gironde et ceux du pays de l'Adour et de la Double.

Nous avons choisi pour notre étude les sols appartenant à deux unités pédologiques particulièrement remarquables comprenant l'une les sols développés sur les sables des landes de Gascogne et l'autre les sols développés sur le flysch crétacé des Basses-Pyrénées (sols de touyas).

Ces deux unités, qui représentent la majeure partie du Sud-Ouest atlantique, se caractérisent par un certain nombre de points communs :

— En premier lieu, elles correspondent à des zones où l'empreinte climatique a été particulièrement forte, le maximum d'intensité de ce facteur se manifestant cependant pour les sols du flysch pyrénéen.

— Les roches-mères qui ont donné naissance à ces sols sont très pauvres en alcalins et alcalino-terreux, de telle sorte que les formations qui en dérivent ne peuvent être qu'acides.

— La végétation spontanée qu'ils supportent constitue un autre trait commun de ces sols : elle est bien entendu de nature essentiellement acidophile et, notamment dans le cas des Landes, elle reflète le terme ultime de la dégradation du climax (DUCHAUFOUR, 1958). C'est en partie l'intervention humaine qui est responsable de cette dernière : les déforestations abusives, les « brûlis » répétés des terrains de parcours, le fauchage systématique de la végétation spontanée de certaines landes, l'implantation de la monoculture du Pin et, pour finir, les grands incendies de forêts

des dernières décennies ont amorcé ou accéléré les processus de dégradation. Il faut cependant noter que, malgré l'ampleur qu'elle revêt quelquefois, l'action de l'homme dans ces régions a été essentiellement une action de surface qui a respecté la plupart du temps l'intégrité des profils.

— Un dernier caractère commun à ces deux unités pédologiques est qu'elles correspondent toutes deux à des zones où, avec plus ou moins de succès, on tente une remise en valeur des sols en essayant de les intégrer dans le groupe des terres cultivables.

Malgré tous ces points communs, les sols des Landes de Gascogne et ceux du flysch basco-béarnais diffèrent par certains aspects ; parmi ceux-ci, il en est un dont l'importance est primordiale puisqu'il conditionne le degré d'évolution des formations de surface : il s'agit de la texture. Effectivement, les sols des Landes ont une texture sableuse grossière qui ne s'oppose pas aux processus d'entraînement vertical, alors que bien au contraire les sols du flysch ont une texture fine qui freine le lessivage et retarde par là même la différenciation des horizons. C'est surtout grâce à des différences tenant à la texture que l'on peut expliquer que les sols du flysch pyrénéen, pourtant soumis à une hauteur de précipitations largement supérieure à celle reçue par les Landes de Gascogne, sont finalement moins évolués morphologiquement que les sols qui ont pris naissance sur la couverture sableuse landaise.

CHAPITRE II

LES SOLS SABLEUX DES LANDES DE GASCOGNE

1. Facteurs de formation

A. — Roche-mère

Les Landes de Gascogne forment un vaste triangle délimité par l'Atlantique à l'Ouest, par l'Adour au Sud et, à l'Est, par une ligne grossièrement parallèle à la Gironde-Garonne, joignant la Pointe de Grave au petit village de Vianne dans le Lot-et-Garonne (fig. 1).

Cette vaste région naturelle de plus d'un million d'hectares constitue, selon l'expression d'Enjalbert (1960), « un monde à part » dans le Bassin aquitain.

Cette originalité, les Landes de Gascogne la doivent à la nappe de sables qui les recouvre entièrement.

L'origine éolienne de ces sables est aujourd'hui à peu près admise par tout le monde ; d'après Enjalbert, leur mise en place se serait effectuée entre la fin du Quaternaire et le début du Mésolithique, à une époque où régnaient vraisemblablement des climats extrêmement secs, l'absence de végétation permettant la progression des sables littoraux, poussés vers l'intérieur du continent sous l'action de vents violents soufflant du Sud-Ouest vers le Nord-Est. En fait, l'ennoyage des anciens reliefs par la masse sableuse ne se serait pas effectué de manière continue : les périodes sèches auraient alterné avec des périodes plus humides, au cours desquelles le creusement des vallées aurait repris, avec entraînement et rejet à la mer d'une partie des sables accumulés dans les anciens lits fluviatiles ; une phase plus sèche survenant à nouveau, l'épandage des sables sur le continent reprenait tandis que, dans les vallées, ceux non encore entraînés vers la mer étaient repris par les vents et soufflés sur le plateau, où ils s'accumulaient en dunes continentales. La dernière période sèche correspondrait au Mésolithique supérieur ; c'est à partir de cette époque que se serait installée, sous l'action d'un climat doux et humide, une couverture végétale suffisante pour fixer définitivement le modelé de la région. La formation du barrage dunaire qui ferme les étangs littoraux serait relativement récente : elle correspondrait sensiblement à la remontée flandrienne du niveau marin.

Les sables landais sont essentiellement quartzeux ; selon Seronie-Vivien (1950), ils comprennent 75 à 90 p.100 de grains ronds mats témoignant d'un transport éolien et de 10 p.100 environ de grains émoussés luisants résultant d'un transport par l'eau. 70 à 90 p.100 de ces sables se classent dans la fraction granulométrique comprise entre 100 et 200 microns.

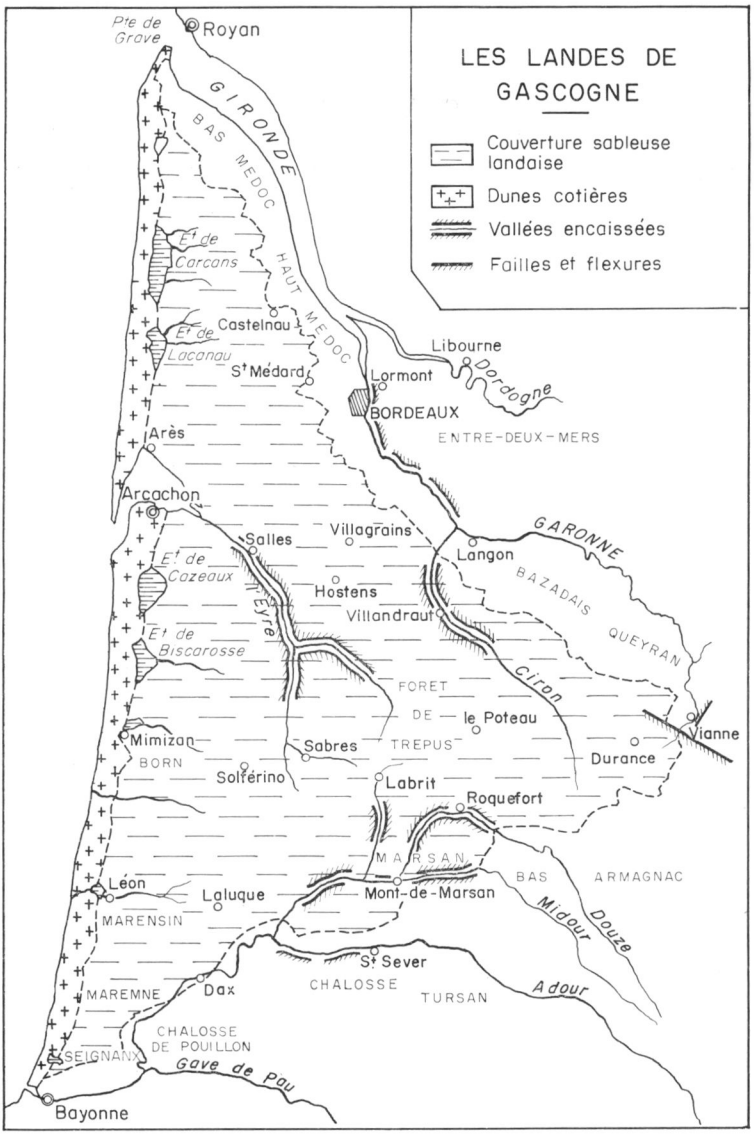


FIG. 1. — *Les Landes de Gascogne*
(D'après H. ENJALBERT, 1960. *Les pays aquitains.* Le Modelé et les Sols)

A côté du quartz, on trouve une proportion variable mais généralement assez faible de minéraux lourds. D'après SERONIE-VIVIEN, leur pourcentage varie de 0,20 à 0,25 p. 100, l'Andalousite, la Staurotide et la Tourmaline en constituant à parts égales la majeure partie. DELMAS, dans une étude détaillée non encore publiée, montre que la teneur en minéraux lourds semble décroître quand on progresse du littoral vers l'intérieur du continent (tabl. 1). Ce fait, qui traduit un transport éolien préfé-

TABLEAU 1

Teneur en minéraux lourds de quelques sables des Landes
(d'après J. DELMAS)

Lieu de prélèvement		Taux de minéraux lourds (mg/g de sable)
Extrémité Est du plateau landais : Roquefort		1,4
Centre-Ouest du plateau landais	Moustey	1,6
	Mezos	2,2
	Ychoux	2,4
Sud-Ouest du plateau landais	Parentis	2,6
	Castets	3,5
	Soustons	4,2
	Magescq	12,8
Zone littorale	sable de dune, flanc marin	15,3
	sable de dune, flanc continental	21,0
	sable de plage	113,5

TABLEAU 2

Importance relative des différents minéraux lourds dans quelques sables landais
(d'après J. DELMAS)

Pour 100 grains de minéraux lourds	Horizon A_1 d'un podzol	Horizon B_1 d'un podzol (alios)
Tourmaline	30	22
Staurotide	23	13
Zircon	14	25
Rutile	4	11
Grenat	*	*
Anatase	6	9
Andalousite	23	16
Épidote	0	*
Amphibole	0	0
	100	96

* = < 1 p. 100

rentiel des éléments les plus légers, peut aussi signifier que les sables les plus continentaux sont plus particulièrement pauvres en minéraux lourds parce qu'ils ont subi pendant plus longtemps l'action des facteurs d'altération. En ce qui concerne la nature de ces minéraux, DELMAS, comme SERONIE-VIVIEN, conclut à la prédominance de la Tourmaline, de la Staurotide et de l'Andalousite (tabl. 2).

L'examen de plaques minces de sables landais révèle par ailleurs la présence à peu près constante de micas, de feldspaths et d'hydroxydes de fer enrobant les grains de quartz (AGAFONOFF, 1936 ; CAILLÈRE et HÉNIN, 1951).

Les réserves minérales autres que la silice que renferment les sables des Landes sont donc loin d'être négligeables ; on voit mal d'ailleurs comment il aurait pu en être autrement, la couverture végétale spontanée souvent puissante qui recouvre certaines zones ne pouvant se justifier que par l'existence de ces réserves.

B. — CLIMAT

a) *Pluviosité — Pluviosité annuelle* (tabl. 3)

La région landaise est soumise à des hauteurs de précipitations croissantes du Nord au Sud et d'Est en Ouest. La partie la plus arrosée correspond au triangle Mimizan-Tartas-Bayonne, la partie orientale du plateau et le Médoc représentant

TABLEAU 3

Normales des précipitation (en mm)
Landes de Gascogne — Période 1921-1950.
(Météorologie Nationale, Juin 1959)

Station	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Moy. annuel.
Soort-Hossegor (Sud-Ouest)	110	100	80	90	90	70	60	80	95	125	145	145	1 190
Lacanau-Médoc (Nord)	92	70	63	53	59	45	52	54	84	103	118	112	905
Bordeaux	82	71	67	62	67	67	55	61	80	84	108	104	918
Mont-de-Marsan (Sud)	85	89	70	80	85	66	55	70	70	78	100	105	942

les zones les moins pluvieuses, où la moyenne annuelle est cependant toujours supérieure à 650 mm.

Régimes pluviométriques :

On note l'existence de deux périodes pluvieuses, l'une printanière et l'autre automnale ; juillet et août correspondent à peu près partout à la période la plus sèche.

D'une manière générale, le rapport des pluies automnales aux pluies printanières diminue régulièrement lorsque l'on pénètre plus en avant dans le continent.

b) *Température* (tabl. 4)

L'influence modératrice de l'océan se manifestant sur l'ensemble du plateau landais, les variations thermiques sont relativement faibles. La région de Mont-de-Marsan est plus particulièrement chaude en été, alors que le Marensin (région sud-occidentale) possède les plus faibles amplitudes thermiques.

TABLEAU 4

Moyennes annuelles des températures normales, minima et maxima
Landes de Gascogne — Période 1921-1950
(Météorologie nationale, décembre 1956)

Station	Température normale (°C)	Température minimum (°C)	Température maximum (°C)
Bordeaux-Mérignac .	12,6	7,4	17,8
Mont-de-Marsan	12,8	7,1	18,5

c) *Diagrammes ombrothermiques*

La carte des intensités de la sécheresse et de la subsécheresse en Aquitaine (P. REY, 1957) montre que la majorité des Landes se trouve dans la zone correspondant au 1/6 de l'intensité de la subsécheresse de référence (subsécheresse de Carcassonne). La partie médocaine et orientale du plateau landais se trouve dans la zone correspondant au 1/3 de l'intensité de la subsécheresse de référence. On définit cette intensité de subsécheresse comme étant la surface délimitée par l'intersection des courbes P (pluviométrie en fonction du temps) et T (température en fonction du temps), l'échelle des ordonnées étant choisie de telle sorte que la relation P (mm) = 3 T (o°C) soit satisfaite.

Les diagrammes ombrothermiques de la station de Bordeaux (fig 2). indiquent que l'intensité de la subsécheresse de cette station est nettement supérieure à celle de la station de Mont-de-Marsan (fig. 3), ce qui est conforme aux indications fournies par la carte de REY.

d) *Les vents*

« Le vent joue un rôle essentiel dans les Landes » (DUCHAUFOUR, 1948). En premier lieu, c'est le vent qui est responsable de la mise en place et de la morphogenèse des sables landais.

Son action actuelle est surtout intense dans la zone littorale mais elle se manifeste aussi dans les zones dénudées par les coupes et les incendies. Cette action aboutit quelquefois à un véritable décapage des horizons de surface, mettant à jour des hori-

zons sous-jacents plus cohérents ; inversement, elle peut conduire dans certains cas à la formation de profils complexes résultant de la superposition de plusieurs profils. Enfin, en incorporant des sables aux litières ou en balayant ces dernières, l'action du vent conduit à une véritable dilution de la matière organique et à un rajeunissement des profils : c'est vraisemblablement à l'influence dominante de cet élément que l'on doit l'aspect très peu évolué des sols en voie de formation sur les dunes littorales.

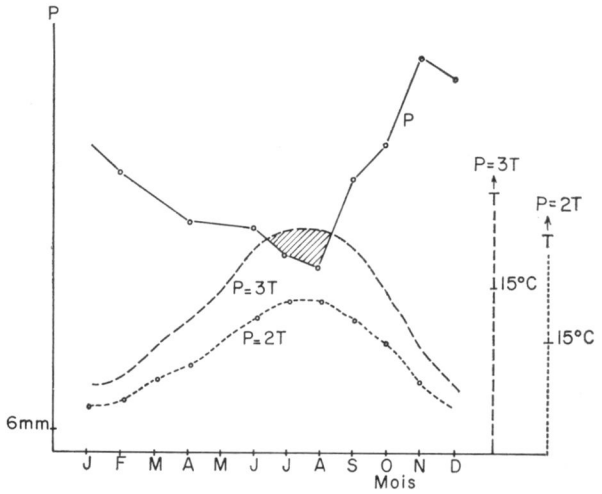


FIG. 2. — *Diagramme ombrothermique de la station de Bordeaux* (1921-1950)

P = 3 T : subsécheresse P = 2 T : sécheresse

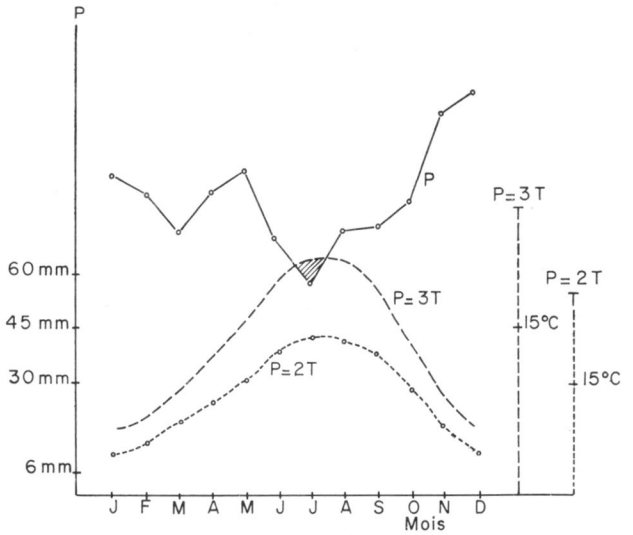


FIG. 3. — *Diagramme ombrothermique de la station de Mont-de-Marsan* (1921-1950)

P = 3 T : subsécheresse P = 2 T : sécheresse

C. — Nappe phréatique

A différentes reprises, Duchaufour (1948-1949) a insisté sur le rôle fondamental joué par la nappe phréatique dans la genèse des sols landais ; ce rôle de la nappe est d'autant plus important qu'avant l'intervention humaine les deux tiers du pays étaient inondés durant la majeure partie de l'année.

Enjalbert (1960) a analysé en détail les hypothèses susceptibles d'expliquer cette immersion prolongée du pays landais, phénomène qui peut paraître paradoxal dans une zone essentiellement sableuse, où les meilleures conditions semblent réunies pour faciliter l'évacuation rapide des eaux pluviales. Effectivement, on ne peut incriminer l'absence de pente, celle-ci étant en moyenne, pour l'ensemble du plateau, de deux à trois mètres par kilomètre dans le sens Est-Ouest. On ne peut non plus rendre responsable de cet état de choses le barrage des dunes côtières, certaines de ces zones comme le Marensin et le Born figurant parmi les mieux drainées de la région. Enfin, on peut difficilement invoquer l'existence d'un horizon argileux continu sous la nappe sableuse, cette dernière reposant indifféremment sur les formations géologiques les plus diverses (calcaires, sables fauves, graves, argiles).

Enjalbert attribue cette permanence des eaux hivernales à l'absence d'un réseau de drainage naturel suffisamment développé, les quelques axes existants (Eyre, Ciron, Avance, Midouze) n'étant pas assez ramifiés pour assurer l'assainissement de trop larges interfluves ; cette carence du réseau hydrographique correspond à une forme « d'aréisme des pays humides », comparable à celle que l'on peut observer dans la Pampa argentine du sud de Buenos-Aires.

Les premiers grands aménagements des Landes (Chambrelent et Crouzet) ont consisté précisément à compenser cette insuffisance du réseau naturel par la création des fossés à ciel ouvert (« Crastes »). Par la suite, l'implantation de la forêt a contribué de son côté à favoriser l'abaissement général du plan d'eau ; cependant, il faut insister sur le fait que ces interventions sont beaucoup trop récentes pour que l'on puisse se permettre de sous-estimer le rôle joué par la nappe phréatique dans la formation des sols landais.

D. — Végétation

L'examen de la carte de la végétation, publiée en 1955 sous la direction de Gaussen, par Lascombes et Leredde, montre la dominance de deux types d'associations : l'une à base de *Molinia coerulea* (lande mal à très mal drainée) et l'autre à base de *Calluna vulgaris*, cette dernière caractérisant les zones très bien drainées. Entre ces deux extrêmes, on trouve *Ulex europeus* (lande à drainage déficitaire) et *Pteridium aquilinum* (lande normalement drainée), *Helianthemum alyssoïdes* occupant les zones à drainage intense.

La nature des associations actuelles est donc étroitement liée aux conditions de drainage du substrat. Dans son étude écologique de *la Chênaie atlantique française*, Duchaufour (1948), lorsqu'il définit les différents types de végétation caractérisant les sols landais, conclut que le terme de l'évolution des associations paraît être presque partout une lande humide à *Erica scoparia* et à *Molinia coerulea* sur podzol humique à alios ; la végétation à base de *Pteridium aquilinum* et d'*Ulex euro-*

peus représente une forme transitoire entre la chênaie acide dégradée des sols littoraux et la lande à Éricacées et Molinie, qui reflète le terme ultime de la régression du climax.

Un doute subsiste quant à la définition exacte de ce dernier. D'après DUCHAUFOUR (1948), le climax des Landes était une forêt où les chênes devaient dominer mais où les pins représentaient cependant un élément important.

BARRY et *al.* (1952), bien qu'admettant la possibilité d'existence d'une forêt primitive à l'état de « chênaie-pineraie », précisent bien cependant qu'à leur avis les pins devaient être répartis, soit en taches, soit à la lisière des peuplements de feuillus.

ENJALBERT (1960) croit à une association climacique de lande rase, du type *Erica scoparia-Ulex europeus*, les feuillus (chênes tauzins notamment) colonisant sous forme de forêts-galeries les bordures de rivières ou pénétrant sporadiquement à l'intérieur de la haute lande au cours de périodes à climat plus sec.

Le problème de la présence ou de l'absence du Pin dans le climax landais constitue pourtant un point dont l'élucidation est de première importance pour les pédologues quand on sait l'action dégradante marquée qu'exerce cet arbre sur les sols. D'après les cartes du boisement de Cassini et de Belleyem (citées par REY, 1947), le Pin maritime constituait en 1800 l'essence dominante dans toute la région centrale des Landes, où il semblait former des peuplements purs ; le maximum de densité était atteint aux abords des étangs, dans le Marensin, le Marsan et le long des axes de drainage naturels; il était très rare à cette époque en Médoc et tout à fait absent sur les dunes littorales.

A partir de 1859, la progression du massif forestier fut très rapide et, en 1936, la forêt landaise qui couvrait absolument tout le territoire atteignait son apogée. Après les grands incendies de 1940-1947, la surface boisée régressait énormément, les zones à Molinie (landes mal drainées) figurant parmi les plus atteintes.

De cette histoire très succincte de la forêt landaise, on retiendra simplement que la plupart des sols de cette région ont sûrement subi, certains pendant plus d'un siècle et demi, l'empreinte du Pin maritime. C'est là une certitude dont on doit tenir compte dans l'interprétation des phénomènes pédologiques observés.

2. Description de quelques profils caractéristiques des sols sableux des Landes de Gascogne

Malgré l'apparente homogénéité du substrat, les sols développés sur les sables des Landes de Gascogne possèdent des degrés d'évolution extrêmement variés. C'est ainsi que DUCHAUFOUR (1948) distingue, dans le sous-secteur des Landes de la Chênaie atlantique, les types de sols suivants :

— *les sols squelettiques et les sols jeunes* : ils se sont développés sur la vieille dune ; le profil est homogène et il est très difficile d'y mettre en évidence une différenciation des horizons ;

— *les sols podzoliques* : on les rencontre dans la zone de transition s'étendant au niveau de la région des étangs littoraux, en arrière de la vieille dune. Ce sont des secteurs à fougères et ajoncs d'Europe, où la croissance du pin maritime est généra-

lement remarquable ; dans ces sols, l'horizon illuvial est enrichi en fer mais, par contre, l'accumulation de matière organique est très peu marquée.

— *les podzols* : on les subdivise en podzols jeunes (podzols sans alios), podzols humo-ferrugineux à alios et podzols humiques à alios ; ils se caractérisent par la présence d'un horizon illuvial enrichi en matière organique et en hydrates de fer, horizon que l'on désigne communément par le terme d'alios. C'est essentiellement le niveau moyen de la nappe phréatique durant l'hiver qui conditionne l'évolution des podzols vers l'un de ces trois types.

Trois profils caractéristiques seront décrits en détail : deux sont situés sur le plateau continental (P_1 et P_2), le troisième, S_1, étant un sol squelettique de dune littorale.

P_2 et P_1 caractérisent, l'un la lande à drainage déficitaire (P_1) et l'autre (P_2) la lande bien drainée. Ces deux profils ont été choisis parce qu'ils offrent la particularité d'être situés à une dizaine de mètres l'un de l'autre (fig. 4), dans une région qui

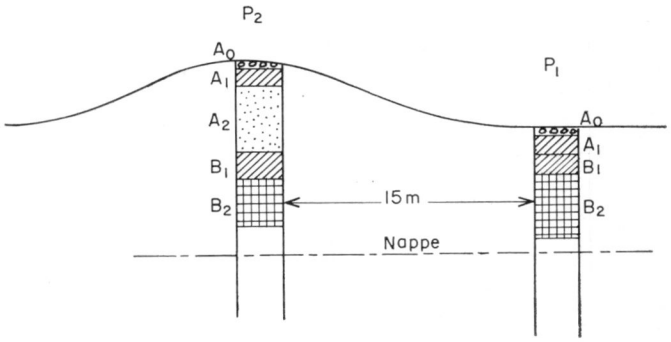


FIG. 4. — *Schéma de situation de deux profils P_1 (lande humide) et P_2 (lande sèche) caractéristiques des sols sableux des Landes de Gascogne*

correspond cependant à une zone où domine la lande humide ; on peut en effet trouver quelquefois, dans ces zones où la nappe phréatique est proche de la surface du sol durant la majeure partie de l'hiver, des buttes mieux drainées où se développe une végétation caractéristique de la lande sèche : c'est sous l'une de ces buttes que s'est formé le profil P_2. Le choix de ces deux formations a été fait dans le but de bien mettre en évidence que, pour des conditions climatiques et des substrats pratiquement identiques, l'évolution de ces sols des Landes ne dépend plus que de la position moyenne de la nappe et du type de végétation qui en dérive.

A. — PROFIL DÉVELOPPÉ EN LANDE HUMIDE (P_1)

Emplacement : Le Puch, Cestas (Gironde) ;
Roche-mère : sable des Landes ;
Relief : plaine ;
Usage actuel : pineraie (jeunes pins maritimes de 12 à 15 ans) ;
Végétation : *Molinia coerulea* (4) — *Erica scoparia* (3) — *Ulex nanus* (1) — quelques *Erica tetralix* ;

Description :

A_0 (0-20cm) : Litière, consistance fibreuse. Couleur (Munsell) : 10 YR — 3/2. Brun grisâtre très foncé ;

A_1 (20-38 cm) : Très riche en matière organique. Couleur : 10 YR — 3/1. Gris très foncé ;

B_1 (38-56 cm) : Horizon d'accumulation (alios). Couleur : 10 YR — 5/3. Brun.

B_2 (56-85 cm) : Horizon d'accumulation. Couleur : 10 YR — 6/4. Brun jaune clair.

C (> 85 cm) : Frange d'altération de la roche-mère.

Analyse (tabl. 5).

TABLEAU 5

Caratères analytiques du profil P_1
(Lande humide)

Horizon Profondeur (cm)	A_0 0-20	A_1 20-38	B_1 38-56	B_2 56-85
Granulométrie (p. 100 terre fine séchée à l'air)				
Argile, < 2 μ		3,0	2,0	
Limon fin, 2-20 μ		6,0	2,0	
Limon grossier, 20-50 μ		2,5	1,5	
Sable fin, 50-200 μ		6,5	7,5	
Sable grossier, 200-2000 μ		70,5	82,5	
Matière organique (p. 100 terre fine séchée air)	8,3	6,5	1,7	0,4
Carbone	4,93	3,81	1,01	0,24
Azote	0,23	0,20	0,07	0,02
C/N	22	19	14	11
pH-eau	4,8	5,1	5,2	5,8
pH-KCl N	3,8	4,1	4,4	4,4
Complexe absorbant (méq./100 g t. fine séch. air)				
K^+		0,04	0,01	
Na^+		0,15	0,08	
Ca^{++}		0,47	0,24	
Mg^{++}		0,06	0,03	
Al^{+++}		2,5	0,8	
S		3,2	1,2	
T		17,0	6,0	
S/T × 100		19	20	
Aluminium et fer (p. 1 000 terre fine séchée air)				
Al^{+++} échangeable	0,220	0,227	0,069	0,036
Al_2O_3 S.A. (1)	10,040	14,500	12,690	3,700
Fe_2O_3 S.A. (1)	3,500	2,730	5,050	0,810

(1) Al_2O_3 S.A. = aluminium soluble dans les acides forts.
Fe_2O_3 S.A. = fer soluble dans les acides forts.

Commentaire :

— Taux important de matière organique, décroissant régulièrement en profondeur ;

— C/N de l'ordre de 20 en surface et décroissant régulièrement en profondeur ;

— Capacité totale d'échange de 17 méq./100 g dans le A_1 ;

— pH-eau et pH-KCl N respectivement de l'ordre de 5 et 4 en surface ;

— Accumulation notable d'aluminium échangeable dans les horizons de surface ;

— Accumulation d'aluminium et de fer solubles dans les acides forts dans les horizons de surface (indices d'entraînement apparents $Al_2O_3 = 1{,}3$; $Fe_2O_3 = 1{,}4$).

B. — Profil développé en lande sèche (P_2)

Emplacement : Le Puch, Cestas (Gironde).
Roche-mère : sable des Landes.

TABLEAU 6

Caractères analytiques du profil P_2
(Lande sèche)

Horizon	A_0	A_1	A_2	B_1	B_2
Profondeur (cm)	0-13	13-30	30-56	56-75	75-150
Granulométrie (p. 100 t. fine séchée à l'air)					
Argile, < 2 μ		0			0,7
Limon fin, 2-20 μ		1,0			0,8
Limon grossier, 20-50 μ		1,0			0,5
Sable fin, 50-200 μ		7,5			9,0
Sable grossier, 200-2 000 μ		81,0			83,5
Matière organique (p. 100 t. fine séch. air)	6,4	6,9	1,8	1,8	1,8
Carbone	3,76	4,05	1,05	1,03	0,16
Azote	0,117	0,100	0,050	0,040	0,010
C/N	32	40	21	26	14
pH-eau	4,3	4,0	4,6	4,6	5,0
pH-KCl N	3,0	2,7	3,0	3,8	4,7
Complexe absorbant (méq/100 g t. fine séch. air)					
K^+		0,09	0,03	0,01	
Na^+		0,16	0,05	0,03	
Ca^{++}		0,24	0,00	0,00	
Mg^{++}		0,34	0,06	0,02	
Al^{+++}		1,00	0,27	1,78	
S		1,83	0,27	1,84	
T		12,00	5,50	10,00	
S/T × 100		15	7	18	
Aluminium et fer (p. 1 000 t. fine séch. air)					
Al^{+++} échangeable	0,096	0,087	0,024	0,159	0,020
Al_2O_3 S.A. (1)	1,430	1,200	0,530	10,080	3,840
Fe_2O_3 S.A. (1)	0,400	0,340	0,280	1,890	2,330

(1) Al_2O_3 S.A. = aluminium soluble dans les acides forts,
Fe_2O_3 S.A. = fer soluble dans les acides forts.

Relief : plaine.
Usage actuel : pineraie (jeunes pins de 12 à 15 ans).
Végétation : *Pteridium aquilinum* (3) — *Calluna vulgaris* (3) — *Erica cinerea* (2) — quelques *Erica scoparia* et *Ulex nanus*.

Description :

A_0 (0-13 cm) : Litière. Couleur : 10 YR — 6/1. Gris.
A_1 (13-30 cm)Légèrement compact. Couleur : 10 YR — 6/1 ; gris.
A_2 (30-56 cm) : Très friable. Couleur : 10 YR — 7/1 ; gris pâle.
B_1 (56-75 cm) : Très compact (alios). Couleur : 7,5 YR — 4/4 ; brun foncé.
B_2 (75-150 cm) : Compact, devenant de plus en plus friable en profondeur. Couleur : 7,5 YR - 6/6 ; jaune rougeâtre.

Analyse : (tabl. 6).

Commentaire :

— Taux de matière organique décroissant quand la profondeur augmente ;
— C/N de l'ordre de 40 dans le A_1, décroît régulièrement en profondeur ;
— Capacité totale d'échange : 12 méq./100 g dans le A_1 ;
— pH-eau et pH-KCl N respectivement de l'ordre de 4 et 3 en surface ;
— Accumulation d'aluminium échangeable dans le B_1 ;
— Accumulation d'aluminium et de fer solubles dans les acides forts dans les horizons B_1 et B_2 (indices d'entraînement apparents : Al_2O_3 = 19,1 ; Fe_2O_3 = 6,8).

C. — Profil développé sur vieille dune littorale, sol squelettique (S_1)

Emplacement : La Teste (Gironde) ;
Roche-mère : sable des Landes ;
Relief : flanc continental de la dune ;
Usage actuel : pineraie (20-25 ans) ;
Végétation : chênaie dégradée — *Pteridium aquilinum* (3) — *Ulex nanus* (1) — *Sarothamnus scoparius* (3) — abondant tapis de Mousses.

Description :

A_0 (6-2 cm) : Litière très peu épaisse. Couleur : 5 Y — 6/5.
A_2 (2-7 cm) : Horizon légèrement éclairci. Couleur : 2,5 Y — 6/2 ; gris brun pâle.
B (7-17 cm) : Couleur 10 YR — 6/2 ; gris brun pâle.
C (> 17 cm) : Roche-mère, sable de plage. Couleur : 10 YR — 6/3 ; brun pâle.

Analyse : (tabl. 7).

TABLEAU 7

Caractères analytiques du profil S_1
(sol squelettique de dune)

Horizon	A_0	A_2	B	C
Profondeur (cm)	0-2	2-7	7-17	> 17
Matière organique (p. 100 terre fine séchée air)	4,5	0,8	0,3	0,1
Carbone	2,63	0,48	0,15	0,05
Azote	0,14	0,03	0,02	0,01
C/N	18	16	7,5	5,0
pH-eau	4,8	5,6	5,7	5,8
pH-KCl N	3,7	4,2	4,4	4,5
Aluminium et fer (p. 1 000 terre fine séchée air)				
Al^{+++} échangeable	0,008	0,007	0,005	0,004
Al_2O_3 S.A. (1)	2,830	2,710	3,190	3,310
Fe_2O_3 S.A. (1)	6,550	5,520	7,270	5,610

(1) Al_2O_3 S.A. = aluminium soluble dans les acides forts.
Fe_2O_3 S.A. = fer soluble dans les acides forts.

Commentaire :

— Taux très faibles de matière organique, décroissant rapidement en profondeur ;

— C/N de l'ordre de 16 à 18 en surface, décroissant également très vite avec la profondeur ;

— pH-eau et pH-KCl N respectivement de l'ordre de 4,8 et 3,7 en surface ;

— Teneurs très faibles en aluminium échangeable sur l'ensemble du profil ;

— Léger appauvrissement de l'horizon (2-7 cm) en fer et aluminium solubles dans les acides forts (Indices d'entraînement apparents : $Al_2O_3 = 1{,}2$; $Fe_2O_3 = 1{,}3$).

3. Caractères essentiels des sols sableux des Landes de Gascogne

La description et l'analyse de ces quelques profils-types permettent de dégager les traits principaux caractérisant les sols sableux des Landes.

A. — Texture

Elle est évidemment essentiellement sableuse, 70 à 80 p. 100 des sables se classant dans la fraction granulométrique 100-200 μ. Les éléments inférieurs à 2 μ ne représentent qu'un infime pourcentage, de l'ordre de grandeur de l'erreur que l'on peut commettre au cours de l'analyse granulométrique.

B. — Matière organique

Les taux rencontrés en lande humide et en lande sèche sont supérieurs à ceux des sols squelettiques ; ce fait résulte sans doute de la dilution de la matière organique des sols de dunes, dilution provoquée soit par des apports sableux éoliens, soit par le balayage des litières sous l'action du vent.

C. — Rapports C/N

Le rapport C/N est toujours beaucoup plus élevé en lande sèche qu'en lande humide ; ce fait a déjà été signalé par Jacquin, Juste et Dureau (1965), qui ont montré également que les C/N des acides humiques formés en lande humide étaient très nettement inférieurs à ceux des acides humiques formés en lande sèche. Ce phénomène est sans doute la conséquence, soit de la nature de la végétation qui domine dans chaque type de lande, soit des conditions opposées d'hydromorphie qui orientent différemment la synthèse des composés humiques. Quoi qu'il en soit, il s'agit là d'un fait d'observation important, la valeur de ce rapport C/N jouant un rôle primordial dans le mode d'évolution de la matière organique des sols.

D. — Aluminium échangeable

Les taux de Al^{+++} échangeable sont voisins de zéro dans les sols de dunes, ce qui confirme bien le très faible degré d'évolution de ces formations.

Ils sont plus faibles en lande sèche qu'en lande humide ; en lande sèche, le taux de Al^{+++} échangeable est important dans les horizons d'accumulation, notamment dans le B (alios) ; en lande humide, la teneur en Al^{+++} échangeable diminue régulièrement quand la profondeur augmente : les fortes concentrations en cet élément rencontrées dans les horizons de surface des profils développés en lande humide sont susceptibles de poser des problèmes lors de la mise en valeur agronomique de ces secteurs.

E. — Aluminium et Fer solubles dans les acides forts

Il y a toujours beaucoup plus de fer que d'aluminium soluble dans les acides forts dans les sols squelettiques de dunes. On observe l'inverse dans le cas des profils développés sur le plateau landais, aussi bien en lande humide qu'en lande sèche.

En lande humide, les taux de fer sont importants dans le A_0 et le A_1 et décroissent rapidement quand la profondeur augmente ; la distribution de Al_2O_3 est parallèle à celle de Fe_2O_3 ; cependant, les taux d'aluminium décroissent moins vite en profondeur que ceux du fer.

En lande sèche, on note une accumulation notable de Fe_2O_3 et d'Al_2O_3 dans les horizons B_1 (alios) et B_2, cette accumulation étant plus marquée pour l'aluminium que pour le fer, ce qui a pour corollaire l'existence d'indices d'entraînement plus importants pour l'aluminium que pour le fer.

F. — Capacité d'échange, degré de saturation en bases, pH-eau et pH-KCl N

Pour des taux de carbone sensiblement identiques, l'horizon A_1 du profil P_1 possède une capacité d'échange de l'ordre de 17 méq./100 g, alors que celle de l'horizon A_1 du profil P_2 développé en lande sèche n'est que de 12 méq./100 g. Cette différence peut s'expliquer par le plus grand degré d'humification de la matière organique du profil développé en lande humide ; de même, le taux de saturation en bases de P_1 est de 19 p. 100 alors qu'il n'est que de 15 p. 100 pour P_2 : selon Duchaufour (1957), c'est essentiellement le rapport C/N qui détermine, pour un type de sol donné, la vitesse de minéralisation de la matière organique et, partant, le degré de saturation en bases (bases provenant précisément de cette minéralisation) de la fraction humique de ce sol. En règle générale, les sols à rapport C/N de l'ordre de grandeur de ceux d'un moder ont une matière organique qui minéralise plus vite que celle des sols à C/N élevé (du type mor), pour lesquels l'accumulation de débris végétaux se décomposant difficilement entraîne l'existence d'une acidité d'origine essentiellement organique, non compensée par des bases. Rousseau (1959) a particulièrement insisté sur l'importance de ce rapport C/N — et du degré de saturation en bases qui en résulte — sur la manifestation de la toxicité du manganèse vis-à-vis des jeunes sapins des Vosges. Des observations comparables peuvent être faites

pour P_1 (C/N du A_1 = 19 ; S/T du A_1 = 19 p. 100)
et P_2 (C/N du A_1 = 40 ; S/T du A_1 = 15 p. 100).

Ces différences dans les taux de saturation en bases se reflètent d'ailleurs dans le pH-eau et le pH-KCl N qui sont, en règle générale, toujours plus élevés en lande humide qu'en lande sèche. A ce sujet, il faut cependant attirer l'attention sur le fait qu'en lande humide, la saturation d'une bonne partie du complexe d'échange par de l'aluminium échangeable contribue à atténuer les écarts séparant le pH-eau du pH-KCl N. Pour préciser ce point, on a fait passer, dans une colonne contenant l'échantillon de terre correspondant à l'horizon A_1 du profil de lande sèche P_2, des volumes crois-

TABLEAU 8

Influence du degré de saturation en aluminium de l'horizon A_1 d'un profil développé en lande sèche sur la différence séparant le pH-eau du pH-KCl N

Volume de la solution d'aluminium qui a traversé la colonne de terre (en ml)	pH-eau	pH-KCl N	Différence
0	4,8	2,7	2,1
5	4,8	3,0	1,8
10	4,8	3,3	1,5
25	4,8	3,3	1,5
50	4,8	3,4	1,4

sants d'une solution aqueuse de chlorure d'aluminium contenant 10 mg/ml de métal. La terre a ensuite été lavée à l'eau distillée jusqu'à élimination complète du chlore et l'on a déterminé le pH-eau et le pH-KCl N de l'échantillon de sol ainsi traité, le témoin étant constitué par de la terre simplement lavée à l'eau distillée.

Les résultats, qui figurent dans le tableau 8, indiquent qu'il y a bien décroissance régulière des écarts séparant les pH-eau des pH-KCl N quand on augmente le volume de la solution aqueuse d'aluminium traversant la colonne de terre : cette décroissance résulte d'une remontée progressive du pH-KCl N de l'échantillon de sol.

La substitution de l'aluminium aux protons saturant les sites d'échange entraîne donc une modification du pH-KCl N, ce qui veut dire que le déplacement des ions Al^{+++} et leur hydrolyse ultérieure conduisent à une acidification moins marquée de la suspension de sol que celle qui se produit lorsque seulement des protons sont déplacés. Toutefois, il faut signaler que McLEAN et *al.* (1965) donnent une autre interprétation de ce phénomène, interprétation basée sur le fait que la présence des ions Al^{+++} modifie les constantes de dissociation des groupements carboxyliques et phénoliques de la matière organique du sol.

4. Conclusion

Abstraction faite des sols squelettiques de dunes dont l'aire d'extension est assez limitée, il ressort de ce qui précède que les caractères essentiels des sols landais sont sous la dépendance étroite des conditions de drainage du milieu.

Cependant — et quelles que soient ces conditions de drainage — l'acidité, souvent très accentuée, constitue un caractère commun à la plupart des formations ; elle a pour corollaire la présence d'aluminium échangeable, la distribution de ce dernier le long du profil étant elle aussi sous la dépendance des conditions de drainage. Cette acidité demeure cependant d'origine essentiellement organique, comme en témoignent les pH-KCl N extrêmement faibles (souvent inférieurs à 3) que l'on rencontre fréquemment dans certains horizons de surface totalement désaturés.

CHAPITRE III

LES SOLS DE « TOUYAS » DES BASSES-PYRÉNÉES

L'expression « sol de touyas » est une expression vernaculaire des Basses-Pyrénées, qui s'applique à des zones non cultivées, recouvertes en majeure partie de fougères et d'ajoncs. Ces sols sont encore pour la plupart utilisés, soit comme terrains de parcours pour les troupeaux de moutons, soit comme réserve naturelle de litière.

Cette région, qui représente une grande partie du piémont pyrénéen, est limitée à l'Ouest par l'Atlantique et à l'Est par la région de Tarbes ; elle remonte au sud jusqu'à l'altitude de 500 mètres environ et descend vers le nord jusqu'à la Chalosse.

1. Facteurs de formation

A. — Roche-mère

a) *Sols du flysch*

Les sols de « touyas » dérivent en majorité du flysch crétacé ; les sédiments qui constituent ce dernier se seraient déposés au Crétacé supérieur (Cénomanien) dans le fossé sous-pyrénéen qui reliait à cette époque l'Atlantique à la Méditerranée.

Ces sédiments, de nature gréseuse, marneuse et très rarement calcaire, ont été soulevés et plissés au cours de l'Éocène inférieur, en donnant toute une série de schistes qui offrent les pendages les plus divers avec des variations très rapides.

La caractéristique essentielle de ces formations est leur très faible résistance aux facteurs de l'altération : « le flysch en affleurement se décompose très facilement et la pourriture y pénètre rapidement en profondeur » (Enjalbert, 1960). La texture, aussi bien que la nature des matériaux qui la constituent, contribuent à expliquer la labilité de cette roche-mère.

D'après Delmas et Dutil (1964), la texture moyenne de l'horizon situé au niveau de la frange d'altération appartient à la sous-classe « limono-argileuse ». La granulométrie moyenne d'une quarantaine d'échantillons fournit en effet les résultats suivants : argile 37 p.100, limons 46 p.100, sables 17 p.100.

La nature des argiles entrant dans la constitution des matériaux originels a été précisée par quelques analyses aux rayons X effectuées au Laboratoire de Géologie et Paléontologie de Strasbourg : ces analyses indiquent que la teneur en illite diminue lorsque l'on passe de la frange d'altération de la roche-mère aux horizons de surface

tandis que, parallèlement, les teneurs en interstratifiés illite-vermiculite et en vermiculite augmentent. Il est vraisemblable que, dans le cas du flysch, l'altération des minéraux argileux est représentée par un passage progressif des feuillets du type mica à ceux de la vermiculite, la formation en quantités abondantes des interstratifiés illite-vermiculite correspondant à la phase intermédiaire de cette évolution.

b) *Sols des terrasses supérieures et moyennes du Quaternaire*

Ces sols se sont développés sur les alluvions anciennes déposées par les gaves. Les surfaces qu'ils occupent sont moins importantes que celles des sols du flysch ; cependant — et contrairement à ces derniers qui occupent les croupes et les versants — leur situation sub-horizontale les rend plus facilement exploitables, ce qui fait que leur reconversion en sols agricoles est généralement assez avancée.

La texture de la roche-mère est beaucoup moins fine que celle caractérisant le flysch (argile : 20-25 p.100 ; limons : 40-45 p.100 ; sables : 30 à 40 p.100) et l'analyse aux rayons X ne fait apparaître aucune différence entre les différents horizons : on note la présence simultanée d'illite, de vermiculite et d'interstratifiés non gonflants ainsi que de quelques traces de kaolinite ; les raies du quartz apparaissent à tous les niveaux. L'origine alluviale et le degré d'altération très variable de la roche-mère ne permettent donc pas d'établir une filiation précise des minéraux argileux entrant dans la constitution de ces sols.

B. — Climat

a) *Pluviosité*

Les hauteurs des précipitations annuelles sont extrêmement élevées dans toute la zone des sols de touyas (tabl. 9). Elles varient de 1 150 mm à 1 800 mm dans la plaine et atteignent des valeurs plus importante dès que l'altitude augmente.

Les pluies sont à peu près bien réparties tout au long de l'année, avec cependant des maximums plus accusés au printemps et surtout en automne.

TABLEAU 9

Normales des précipitations (en mm)
Basses-Pyrénées — Période 1921-1950
(Météorologie Nationale, 1959)

Station	Janv.	Fév.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil.	Août	Sept.	Oct.	Nov.	Déc.	Moy. annuel.
Biarritz-Aérodrome	120	110	85	100	100	80	100	120	125	150	160	160	1 410
Laruns	143	129	131	154	135	107	64	90	102	147	150	164	1 516
Pau-Pont-Long	108	92	90	107	114	80	56	72	83	105	107	131	1 145
Navarrenx	110	85	90	105	115	85	60	70	90	115	120	140	1 185
Banca	205	188	159	180	144	111	75	91	124	172	197	256	1 900

A cette abondance exceptionnelle des précipitations, abondance qui résulte de la présence de la chaîne pyrénéenne, s'ajoute une nébulosité quasi permanente qui renforce le caractère extrêmement humide de ce climat.

b) *Température* (tabl. 10)

La température moyenne annuelle est voisine de 13,5°C, les moyennes mensuelles oscillant de 7,5 à 19°C. Les faibles amplitudes thermiques traduisent évidemment l'influence très marquée de l'océan.

TABLEAU 10

Moyennes annuelles des températures normales, minima et maxima
Basses-Pyrénées — Période 1921-1950

Station	Température normale (°C)	Température minimum (°C)	Température maximum (°C)
Pau	12,5	7,2	17,9
Biarritz	13,7	9,9	17,6

c) *Diagrammes ombrothermiques* (fig. 5)

Les courbes P = 3 T n'ont de point commun avec les courbes pluviométriques pour aucune des stations de la région ; il n'est donc pas possible de mettre

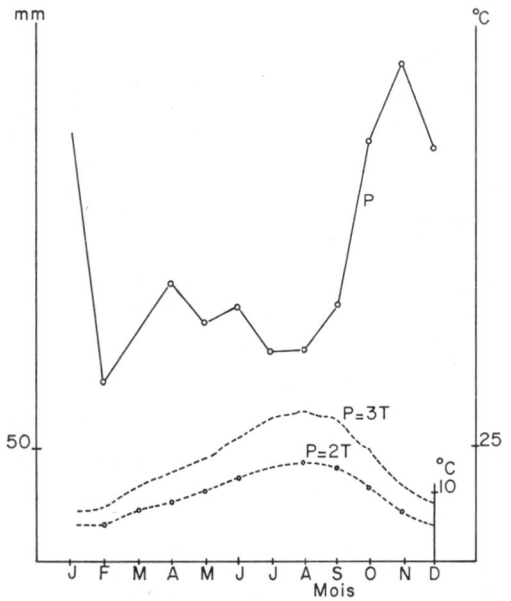


FIG. 5. — *Diagramme ombrothermique de la station de Lahonce* (1956-1962)
P = 3 T : subsécheresse P = 2 T : sécheresse

en évidence la moindre période de sub-sécheresse, ce qui confirme bien que l'on a affaire à un climat tempéré maritime caractéristique.

C. — Relief

En raison de la très grande friabilité de la roche-mère et de l'abondance des pluies, les pays du flysch possèdent un relief en lignes arrondies, où les vallées sont nombreuses et bien dessinées. Il en résulte que dans cette zone le drainage est partout excellent.

Par contre, les terrasses quaternaires anciennes qui sont en position sub-horizontale sont assez mal drainées et des phénomènes d'hydromorphie s'y manifestent souvent.

D. — Végétation

Les landes à touyas sont recouvertes d'une végétation acidophile où dominent la Fougère (*Pteridium aquilinum*), les ajoncs d'Europe (*Ulex europeus*), les Éricacées et quelques Graminées. Bien souvent la Fougère subsiste seule, en particulier sur les pentes où elle est régulièrement fauchée et amassée en tas (« thuyes »), pour être utilisée une fois sèche à la confection des litières.

Il est bien évident que cette végétation de lande rase qui caractérise les touyas n'a plus rien à voir avec la végétation climacique ; celle-ci était vraisemblablement une forêt de chênes dont quelques vestiges subsistent encore (beaucoup de landes actuelles sont encore appelées « bois » par les habitants du pays).

La régression du climax a été, dans ces zones, particulièrement accélérée par la multiplication de certaines pratiques pastorales comme le brûlis systématique des terrains de parcours ; c'est à de telles pratiques que l'on doit sans doute la prédominance d'espèces se régénérant par voie souterraine comme les fougères. De même, le fauchage régulier de la végétation pour la confection des litières modifie, non seulement la flore mais aussi le mode d'évolution des sols qui supportent cette végétation ; il y a notamment appauvrissement progressif en bases et cette exportation non compensée accélère les processus d'acidification de ces sols, qui sont déjà originellement pauvres en alcalins et alcalino-terreux. La pratique du fauchage systématique de la litière devrait donc conduire tôt ou tard à une stérilisation complète du substrat ; en fait, la végétation des touyas peut susbsister parce que la topographie accidentée du pays favorise le rajeunissement fréquent des profils et permet de ce fait à de nouvelles couches de roche-mère de prendre le relais dans la fourniture des éléments nutritifs (Duchaufour, 1957).

2. Description de quelques profils caractéristiques des sols de touyas des Basses-Pyrénées

Delmas et Dutil (1964) ont insisté sur la grande homogénéité des sols de touyas ; les caractères analytiques varient très peu d'une station à l'autre. Aussi nous sommes-nous contenté de décrire en détail deux profils, l'un formé sur le flysch crétacé (T_1) et l'autre sur les alluvions anciennes d'un gave (T_2).

A. — Profil développé sur le flysch crétacé (T_1)

Emplacement : Ustaritz (Basses-Pyrénées) ;
Roche-mère : flysch crétacé ;
Relief : très légère pente nord-ouest ;
Usage actuel : lande à touyas ;
Végétation: *Pteridium aquilinum* (4) ; *Erica cinerea* (2) ; *Ulex europeus* (2) ; Mousses

Description :

A_{11} (0-25 cm) : Structure grumeleuse, friable. Couleur (Munsell) : 10 YR — 5/3 ; brun.
A_{12} (25-60cm) : Structure massive. Couleur : 10 YR — 5/4 ; brun jaunâtre.
C (60-75cm) : Structure schisteuse. Couleur : 10 YR — 5/4 ; brun jaunâtre.
R (75-90) : Structure massive, assez humide ; quelques taches bleuâtres. Couleur : 10 YR — 5/4 ; brun jaunâtre.

Analyse (tabl. 11).

TABLEAU II

Profil développé sur le flysch crétacé
(sol de touya T_1)

Horizon	A_{11}	A_{12}	C	R
Profondeur (cm)	0-25	25-60	60-75	75-90
Granulométrie (p. 100 terre fine séchée à l'air)				
Argile, < 2 µ	33,7	36,5	25,7	31,5
Limon fin, 2-20 µ	35,8	33,5	34,5	31,5
Limon grossier, 20-50 µ	12,0	11,0	14,0	1,0
Sable fin, 50-200 µ	7,5	7,0	11,0	9,5
Sable grossier, 200-2 000 µ	4,0	4,0	6,0	11,0
Matière organique (p. 100 terre fine séchée air)	4,7	2,4	1,2	1,2
Carbone	2,75	1,40	0,71	0,71
Azote	0,24	0,22	0,15	0,13
C/N	12	6	5	5
pH-eau	5,1	5,1	5,0	5,1
pH-KCl N	3,9	3,9	3,9	3,9
Complexe absorbant (méq./100 g t. fine séch. air)				
K^+	0,500	0,180	0,140	0,130
Na^+	0,340	0,230	0,310	0,340
Ca^{++}	1,175	0,710	0,710	0,470
Mg^{++}	0,500	0,370	0,420	0,460
Al^{+++}	4,180	8,560	13,070	10,460
S	6,70			
T	17,0			
S/T × 100	39,4			
Aluminium et fer (p. 1 000 terre fine séchée air)				
Al^{+++} échangeable	0,376	0,599	0,915	0,732
Al_2O_3 S.A. (1)	61,960	67,680	39,100	58,960
Fe_2O_3 S.A. (1)	51,470	53,260	53,410	83,510

(1) Al_2O_3 S.A. = aluminium soluble dans les acides forts.
Fe_2O_3 S.A. = fer soluble dans les acides forts.

Commentaire :

— Taux important de matière organique décroissant régulièrement en profondeur ;

— C/N voisin de 12 en surface mais décroissant extrêmement vite en profondeur (C/N = 5,5 à 75-90 cm) ;

— Capacité totale d'échange de 17 méq./100 g en surface ;

— pH-eau (5,1) et pH-KCl N (3,9) ne variant pratiquement pas avec la profondeur ;

— Accumulation notable d'aluminium échangeable dans l'horizon 60-75 cm ;

— Taux d'aluminium et de fer solubles dans les acides forts très fluctuants selon la profondeur. Le rapport Al_2O_3 SA./Fe_2O_3 S.A. décroît cependant très vite quand la profondeur augmente.

B. — Profil développé sur les terrasses du Quaternaire ancien (T_2)

Emplacement : Ogeu (Basses-Pyrénées) ;
Roche-mère : alluvions anciennes ;
Relief : plaine alluviale (gave d'Ossau) ;
Usage actuel : lande à touyas ;
Végétation : *Pteridium aquilinum* (4) ; *Ulex europeus* (2) ; quelques chênes isolés.

Description :

A_0 (0-2 cm) : Litière très peu individualisée ;
A_{11} (2-20 cm) : Texture limono-argileuse ; horizon très humifère. Couleur : 10 YR — 4/2 ; brun gris foncé ;
A_{12} (20-40 cm) : Texture limono-argileuse ; horizon humifère. Couleur : 10 YR — 5/2 ; brun gris foncé ;
A_{13} (40-80 cm) : Texture limono-argileuse ; horizon un peu moins humifère ; Couleur : 10 YR — 5/2 ; brun gris foncé.
C (80-120cm) : Texture argileuse ; horizon très peu humifère ; Couleur : 5YR — 6/4 jaune olive.

Analyse : (tabl. 12).

Commentaire :

— Taux très important de matière organique dans les horizons de surface, décroissant régulièrement en profondeur ;

— C/N de l'ordre de 18 en surface, décroissant assez vite dans les horizons profonds ;

— Capacité totale d'échange très élevée en surface (33 méq./100 g) ;

— pH-eau (4,7) et pH-KCl N (4,0) ne variant pratiquement pas avec la profondeur ;

— Accumulation importante d'aluminium échangeable dans les horizons de surface, décroissance régulière de cet élément dans les horizons profonds ;

— Les taux d'aluminium et de fer solubles dans les acides forts ont tendance à

diminuer en profondeur ; le rapport de ces deux éléments demeure à peu près constant sur l'ensemble du profil.

TABLEAU 12

Profil développé sur les terrasses du Quaternaire ancien
(sol de touya T_2)

Horizon	A_{11}	A_{12}	A_{13}	C
Profondeur (cm)	2-20	20-40	40-80	80-120
Granulométrie (p. 100 terre fine séchée à l'air)				
Argile, < 2 μ	22,5	24,3	26,5	29,5
Limon fin, 2-20 μ	26,0	28,0	29,5	32,3
Limon grossier, 20-50 μ	19,0	21,0	22,5	23,5
Sable fin, 50-200 μ	10,0	11,0	11,5	12,0
Sable grossier, 200-2000 μ	1,0	1,0	1,0	0,5
Matière organique (p. 100 terre fine séchée air)	14,8	8,3	5,5	1,1
Carbone	8,47	4,87	3,26	0,62
Azote	0,456	0,280	0,200	0,058
C/N	19	17	16	11
pH-eau	4,7	4,7	4,8	4,9
pH-KCl N	3,8	4,0	4,2	4,1
Complexe absorbant (méq./100 g t. fine séch. air)				
K^+	0,270	0,120		0,030
Na^+	0,270	0,170		0,060
Ca^{++}	0,470	0,000		0,000
Mg^{++}	0,080	0,040		0,020
Al^{+++}	5,300	4,150		2,730
S	6,39	4,48		2,84
T	33,5	27,0		13,0
S/T × 100	19	17		22
Aluminium et fer (p. 1 000 terre fine séchée air)				
Al^{+++} échangeable	0,477	0,374	0,259	0,246
Al_2O_3 S.A. (1)	52,940	58,960	58,960	63,320
Fe_2O_3 S.A. (1)	36,040	39,050	41,430	46,860

(1) Al_2O_3 S.A. = aluminium soluble dans les acides forts.
Fe_2O_3 S.A. = fer soluble dans les acides forts.

3. Caractères essentiels des sols de touyas

La description et l'analyse de ces profils types permettent de dégager les traits principaux caractérisant les sols de touyas.

A. — Texture

La texture des formations développées sur le flysch crétacé est plus fine que celle des profils formés sur les alluvions anciennes ; pour ces derniers le taux d'argile s'abaisse à 25 p. 100 et celui des limons grossiers s'élève à 20 p. 100.

B. — Matière organique

Le taux de matière organique des profils développés sur alluvions anciennes est généralement plus élevé que celui caractérisant les sols du flysch.

C. — Aluminium échangeable

La distribution de Al^{+++} échangeable est trés différente dans les sols formés sur alluvions anciennes et dans les sols formés sur le flysch : dans les premiers, la teneur en Al^{+++} décroît régulièrement en profondeur, alors que dans les seconds elle passe par un maximum dans l'horizon C, pour rediminuer ensuite. T_2 est donc, à ce point de vue-là, comparable à un profil de lande humide des sols sableux des Landes et T_1 à un profil de lande sèche. Cependant, il convient de préciser que généralement, dans le cas des profils formés en lande sèche, l'accumulation de Al^{+++} échangeable dans les horizons illuviaux est parallèle à celle de la matière organique, ce qui n'est absolument pas le cas de T_1.

D. — Aluminium et Fer solubles dans les acides forts

Il paraît difficile de dégager les traits principaux concernant la distribution de ces deux éléments le long du profil ; on peut cependant remarquer que les taux de fer ont tendance à augmenter en profondeur. Le rapport Al_2O_3 S.A./Fe_2O_3 S.A. diminue très sensiblement dans les horizons profonds du profil développé sur flysch, alors qu'il demeure assez constant dans le profil formé sur alluvions anciennes.

E. — Capacité d'échange, degré de saturation en bases, pH-eau et pH-KCL N

La valeur importante de la capacité d'échange de l'horizon A_{11} du profil formé sur alluvions anciennes (33,5 méq./100 g) est à relier à la teneur très élevée en matière organique de cet horizon (14,8 p. 100). Le degré de saturation en bases de ce même horizon est cependant peu élevé (19 p. 100), alors que celui de l'horizon homologue développé sur flysch est beaucoup plus important (40 p. 100). Là encore, on peut observer que ces différences sont en liaison avec des rapports C/N très différents dans les deux cas : C/N de l'ordre de 12 pour T_1, avec un taux de saturation en bases de 40 p. 100 et C/N de l'ordre de 19 pour T_2, avec un taux de saturation en bases de 17 p. 100. Ces observations confirment donc bien l'hypothèse de Duchaufour (1957), attribuant au rapport C/N un rôle essentiel dans la vitesse de minéralisation et, partant, dans le degré de saturation en bases de la matière organique d'un sol.

La constance remarquable des pH-eau et pH-KCl N de l'ensemble du profil, aussi bien pour le profil formé sur alluvions anciennes que pour celui développé sur flysch, résulte de la présence de quantités très importantes d'aluminium échangeable ; le mécanisme à invoquer est identique à celui qui permet d'expliquer la constance

des pH des profils formés dans les zones humides des Landes de Gascogne, à savoir : le pouvoir tampon élevé des solutions aqueuses suffisamment enrichies en aluminium, qui masque l'acidité due aux protons échangeables.

F. — Rapports C/N

Alors que les rapports C/N des profils formés sur alluvions anciennes sont de l'ordre de grandeur de ceux des moders, ceux caractérisant les profils développés sur flysch sont, par contre, toujours très faibles : ils dépassent rarement 10 à 12 en surface et 6 à 7 dans les horizons profonds. On peut donc classer ces sols dans la catégorie des mulls acides (Duchaufour, 1957).

La valeur très faible du rapport C/N dans les sols du flysch est assez surprenante : il est en effet difficile de mettre en cause la nature de la végétation, celle-ci étant en tous points comparable à celle qui recouvre les zones bien drainées des Landes de Gascogne, zones dans lesquelles les sols ont précisément des rapports C/N extrêmement élevés.

L'importance des quantités d'azote accumulées dans ces sols résulte en partie de la fixation irréversible de l'ion ammonium par les colloïdes argileux ; ceux-ci contiennent en effet un pourcentage important d'illite, laquelle, d'après Chaminade (1962) et Stevenson et Dhariwal (1959), intervient fortement dans la rétrogradation de NH_4^+.

TABLEAU 13

Influence du traitement thermique d'un échantillon de sol de touya sur le taux d'azote minéral extractible

Température en °C	en mg/kg de terre	
	N (NH_4)	N (NO_3)
Témoin non chauffé	11	17
100	21	9
150	73	
200	117	0
300	115	0
500	0	0

Pour préciser ce point, des échantillons d'un sol de touyas formé sur flysch crétacé (azote total = 3 p. 1000 ; carbone total = 31 p. 1000 ; C/N = 10) ont été chauffés une heure au four électrique à différentes températures (100, 150, 200, 300, 500°C). On a ensuite extrait et dosé l'azote minéral contenu dans ces échantillons. Les résultats, qui figurent dans le tableau 13, indiquent que pour les températures de chauffage de 200 et 300°C le taux d'azote ammoniacal extractible est multiplié par dix. D'après Chaminade (1962), la désorption de NH_4^+ rétrogradé se produit à des températures de cet ordre de grandeur dans le cas de l'illite : les résultats obtenus pour les sols du flysch tendraient donc bien à prouver que c'est la fraction illitique de l'argile de ces sols qui est responsable de la rétrogradation de l'ammonium.

Il est bien évident que, dans l'expérience décrite ici, une partie importante de l'ammonium désorbé au cours du chauffage est volatilisée sous forme de NH_3 ; on peut donc penser que la quantité réelle d'ammonium rétrogradé est plus importante que celle retrouvée dans le réactif d'extraction. Par conséquent, la valeur anormalement faible du rapport C/N de ces sols est due en partie à une immobilisation de l'ammonium par la fraction colloïdale minérale du sol, ce blocage freinant fortement la nitrification et, par suite, augmentant le taux d'azote total (BAERT-DEBIEVRE, VAN DEN HENDE et LOX, 1961 ; SMIRNOV et FRUKTOVO, 1963).

Il convient cependant de souligner que la pratique du fauchage systématique des litières, pratique qui s'oppose à l'enrichissement de l'horizon superficiel en débris végétaux, peut aussi contribuer à expliquer le faible rapport C/N des horizons de surface de ces sols (DUCHAUFOUR, 1957).

En dehors des conséquences pédogénétiques qui résultent de l'existence d'un rapport C/N voisin de 10, il est possible que la présence d'ammonium rétrogradé puisse fournir une explication à l'effet indiscutablement bénéfique qu'exerce le brûlis sur la flore spontanée de ces secteurs, la température du sol avoisinant facilement 200°C dans ces cas-là.

4. Conclusion

Comme pour les Landes de Gascogne, l'acidité constitue le caractère essentiel des sols de touyas ; dans ce cas-là aussi, cette acidité a pour corollaire la présence d'aluminium échangeable à des taux cependant beaucoup plus élevés que pour les sols sableux des Landes, et cela en raison de la présence d'un pourcentage important d'argile constituant précisément la source de cet aluminium échangeable.

C'est également le pourcentage élevé de l'argile dans les sols du flysch qui est responsable de l'existence de rapports C/N très faibles, entraînant un mode d'évolution de ces sols totalement différent de celui des sols landais.

CHAPITRE IV

CONCLUSION DE LA PREMIÈRE PARTIE

Il est certain que la pauvreté en bases des roches-mères à partir desquelles se sont développés les sols de touyas et les sols sableux des Landes est à l'origine de l'acidité très prononcée de ces sols, pour lesquels les facteurs physiques, chimiques et biologiques de l'altération ont en outre souvent joué à plein (pluviosité, température, couvert végétal) ; la présence de taux élevés d'aluminium échangeable constitue un témoignage de cette altération. Ces taux de Al^{+++} échangeable sont particulièrement importants dans les sols de touyas, où le stock de silicates altérables est évidemment beaucoup plus élevé que dans les sols sableux des Landes ; il en résulte que l'acidité des sols développés sur le flysch crétacé est une acidité d'origine essentiellement minérale, alors qu'à l'opposé celle des sols de la zone sèche des Landes de Gascogne est d'origine essentiellement organique. Les sols sableux de la zone humide des Landes, ainsi que les sols formés sur les terrasses moyennes et supérieures des gaves bas-pyrénéens, occupent une position intermédiaire, car ils sont à la fois assez bien pourvus en aluminium échangeable et riches en matière organique désaturée.

C'est donc en définitive l'importance relative de l'aluminium échangeable et de la matière organique qui détermine le pH des sols acides du Sud-Ouest atlantique ; cependant, en accord avec McLean et *al.* (1964), il convient de souligner que l'acidité aluminique prend très rapidement le pas sur l'acidité organique dès que les taux de Al^{+++} échangeable s'élèvent suffisamment.

Ann. agron., 1966, **17** (2), 189-194.

NOTE

IMPORTANCE DE L'AMMONIUM RÉTROGRADÉ DANS QUELQUES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE

Paulette DUREAU, C. JUSTE, P. DUTIL

Station d'Agronomie, Centre de Recherches agronomiques du Sud-Ouest, 33–Pont-de-la-Maye.

Certains sols acides du Sud-Ouest atlantique se caractérisent par l'existence de rapports C/N très faibles ; ce fait a été souligné dans des comptes-rendus d'études régionales effectuées par la Station d'Agronomie (DARTIGUES A., DELMAS J. et DUTIL P., 1963 ; DELMAS J. et DUTIL P., 1964), études se rapportant plus particulièrement aux sols de touyas des Basses-Pyrénées (sols formés sur le flysch crétacé et sols formés sur les terrasses moyennes et supérieures du Quaternaire ancien). DUCHAUFOUR (1957) a attribué la faible valeur du rapport C/N caractérisant les horizons de surface de ces sols, dont la couverture végétale naturelle est régulièrement fauchée et exportée, à l'absence de retombée au sol de débris végétaux ligneux possédant des rapports C/N élevés. En fait, les rapports C/N les plus faibles sont plus généralement observés dans les horizons profonds des profils où des valeurs de l'ordre de 3 à 5 sont fréquentes ; cette diminution du rapport C/N quand la profondeur augmente est généralement attribuée à la variation des proportions d'azote et de carbone entrant dans la constitution des acides humiques au cours de la migration de ces derniers. Bon nombre d'auteurs (STEVENSON et DHARIWAL, 1957 ; GOUNY, MÉRIAUX et GROSMAN, 1960 ; DE BIÈVRE, VAN DEN HENDE et LOX, 1961 ; SMIRNOV et FRUKTOVO, 1963 ; RODRIGUES, 1964 ; HINMAN, 1964 ; MOORE, 1965) expliquent, au moins partiellement, ce phénomène en faisant intervenir la fixation irréversible par l'argile du sol de l'ion ammonium libéré au cours de la minéralisation de la matière organique : ce phénomène serait relativement plus intense pour les horizons profonds, pour lesquels il n'y a évidemment pas incorporation permanente de matière organique fraîche à rapport C/N élevé susceptible de masquer une éventuelle accumulation d'azote minéral.

Le but de ce travail est de vérifier si cette hypothèse peut être retenue pour expliquer l'existence des rapports C/N anormalement faibles qui caractérisent certains sols acides du Sud-Ouest atlantique.

TECHNIQUE UTILISÉE

La technique de détermination de l'ammonium rétrogradé utilisée est, à quelques détails près, celle décrite par STEVENSON et DHARIWAL (1959).

Deux grammes de l'échantillon de sol sont introduits dans un erlenmeyer, dans lequel on ajoute 50 ml de potasse en solution normale ; le récipient est placé pendant 8 heures dans un autoclave à 120°C. Cette hydrolyse alcaline est destinée à limiter les risques de formation de NH_4^+ à partir de la désamination des substances organiques au cours des opérations ultérieures d'extraction de l'ammonium rétrogradé. Le résidu de l'attaque alcaline est lavé trois fois de suite avec du chlorure de potassium 0,5 N puis attaqué à froid pendant 16 heures par un mélange d'acide fluorhydrique (10 N), d'acide chlorhydrique (0,75 N) et d'acide sulfurique (0,6 N) ; on neutralise ensuite par de la soude 5 N et l'ammoniac libéré au cours de la distillation en présence de magnésie est recueilli dans de l'acide borique à 2 p. 100, que l'on titre par SO_4H_2 N/100 en présence d'un indicateur suffisamment sensible (YOUNG et CATTANI, 1962).

PROFILS ÉTUDIÉS

L'ammonium rétrogradé a été déterminé dans les horizons de trois profils caractéristiques.

— P_1 : profil situé sur le flysch crétacé des Basses-Pyrénées. Végétation constituée essentiellement de fougères (*Pteridium aquilinum*), de bruyères (*Erica cinerea* et *Calluna vulgaris*) et de quelques graminées (dont *Festuca ovina*).

— P_2 : profil développé sur les alluvions anciennes d'un gave ; végétation identique à celle de P_1.

— P_3 : profil caractéristique d'un secteur humide de la zone sableuse des Landes de Gascogne ; couverture végétale représentée par de la Molinie (*Molinia coerulea*) et de la grande bruyère (*Erica scoparia*). Ce profil a été choisi car les rapports C/N qui caractérisent les différents horizons de cette formation sont assez faibles et que ce phénomène est fréquemment observé en lande humide.

RÉSULTATS OBTENUS

Les quantités d'ammonium rétrogradé décelées dans les différents horizons des profils figurent dans les tableaux 1, 2, 3 ; on a également fait figurer dans ces tableaux les pourcentages d'ammonium rétrogradé par rapport à l'azote total, ainsi que les rapports C/N rectifiés obtenus en retranchant l'azote rétrogradé de l'azote total.

En valeur absolue, les quantités d'ammonium rétrogradé les plus élevées se trouvent dans le profil développé sur flysch ; on en trouve beaucoup moins dans celui développé sur les alluvions anciennes et pas du tout dans celui caractérisant la lande humide de la zone sableuse des Landes.

Dans un même profil, les quantités de NH_4^+ rétrogradé augmentent avec la profondeur ; il en résulte évidemment que le pourcentage d'ammonium rétrogradé par rapport à l'azote total augmente aussi, puisque ce dernier décroît très vite dans les horizons inférieurs.

Les rapports C/N rectifiés sont nettement plus élevés que ceux déterminés selon la technique conventionnelle. Cependant, même rectifiés, ces rapports décroissent toujours quand la profondeur augmente.

TABLEAU I

Ammonium rétrogradé et rapports C/N rectifiés d'un profil développé sur le flysch crétacé des Basses-Pyrénées (P_1)

Horizon (profondeur en cm)	(en mg/g de terre)		C/N	N ammoniacal rétrogradé (en mg/g de terre)	N ammoniacal rétrogradé (en % de N total)	C/N rectifié	Éléments < 2 μ (en % de terre fine)
	Azote total	Carbone total					
0-20	1,600	22,1	13,8	0,219	13	16,0	34
20-45	0,946	9,6	10,2	0,259	27	14,0	37
45-70	0,815	2,6	3,1	0,429	52	6,6	32
70-80	0,742	1,8	2,4	0,452	61	6,3	35
80-105	0,920	1,6	1,7	0,415	45	3,2	30
105-130	0,800	3,4	4,3	0,591	74	16,0	28

TABLEAU 2

Ammonium rétrogradé et rapports C/N rectifiés d'un profil développé sur les terrasses supérieures du Quaternaire ancien des Basses-Pyrénées (P_2)

Horizon (profondeur en cm)	(en mg/g de terre)		C/N	N ammoniacal rétrogradé (en mg/g de terre)	N ammoniacal rétrogradé (en % de N total)	C/N rectifié	Éléments < 2 μ (en % de terre fine)
	Azote total	Carbone total					
0-30	2,240	35,2	15,7	0,154	7	16,9	24,0
30-80	0,580	5,3	10,0	0,077	13	10,5	27,0
80-110	0,440	2,8	6,5	0,170	38	10,4	30,0

TABLEAU 3

Ammonium rétrogradé et rapports C/N rectifiés d'un profil développé en lande humide dans la zone sableuse des Landes de Gascogne (P_3)

Horizon (profondeur en cm)	(en mg/g de terre)		C/N	N ammoniacal rétrogradé (en mg/g de terre)	N ammoniacal rétrogradé (en % de N total)	C/N rectifié	Éléments < 2 μ (en % de terre fine)
	Azote total	Carbone total					
0-20	2,230	49,3	22	0	0	22	
20-40	2,000	38,1	19	0	0	19	2,0
40-60	0,700	10,1	14	0	0	14	3,0
60-90	0,200	2,4	11	0	0	11	—

DISCUSSION DES RÉSULTATS

La fixation irréversible de NH_4^+ par les sols est un phénomène connu depuis fort longtemps (CHAMINADE et DROUINEAU, 1936), dont l'intensité dépend avant tout de la quantité et de la nature des argiles présentes dans le sol.

Les résultats exposés ici confirment effectivement que le pourcentage d'ammonium rétrogradé décelé dans les trois types de sol étudiés varie parallèlement à la teneur en argile puisque ce pourcentage est nul dans le cas des sols sableux des Landes, très élevé dans le profil sur flysch où le taux des éléments inférieurs à 2μ est de l'ordre de 35 p. 100 et plus faible dans le profil développé sur les terrasses du Quaternaire ancien où le taux d'argile n'est que de 25 p. 100. Les diagrammes de rayons X indiquent en outre que ces deux sols se caractérisent par l'abondance de l'illite, de la vermiculite et d'interstratifiés illite-vermiculite, qui sont des minéraux susceptibles de donner lieu précisément à une rétrogradation importante de NH_4^+.

On observe également qu'un broyage prolongé (24 heures) de l'un de ces échantillons de sol augmente le taux d'ammonium échangeable (augmentation due à une désorption partielle de NH_4^+ rétrogradé à la suite de ce traitement mécanique) ; cette augmentation est cependant relativement faible par rapport au stock initial de NH_4^+ fixé (tabl. 4).

TABLEAU 4

Influence du broyage mécanique d'un échantillon de sol de touya sur le taux d'ammonium échangeable de ce sol

NH_4^+ rétrogradé (mg/kg de terre)	415
NH_4^+ échangeable (1)	
échantillon de sol non broyé (mg/kg de terre)	15
échantillon de sol broyé (2) (mg/kg de terre)	26
Variations du taux de NH_4^+ échangeable	
en % par rapport au taux de NH_4^+ échang. initial	73
en % par rapport au taux de NH_4^+ rétrogradé	2,7

(1) NH_4^+ extrait par $CaCl_2$ en solution normale.
(2) Échantillon de sol broyé pendant 24 h au broyeur à boules.

La rétention énergique de NH_4^+ par la fraction minérale de ces sols et son inaccessibilité diminuent sa disponibilité vis-à-vis des végétaux et des micro-organismes, notamment des micro-organismes responsables de la nitrification ; c'est du moins ce qu'ont montré les résultats obtenus par ALLISON et ROLLER (1955), BAERT, DE BIÈVRE, VAN DEN HENDE et LOX (1961) et par SMIRNOV et FRUKTOVO (1963) : il paraît d'ailleurs bien évident que l'ammonium rétrogradé provenant de la minéralisation de la matière organique ne peut donner lieu à une accumulation décelable que dans la mesure où il ne subit que très peu la nitrification.

RÉSUMÉ ET CONCLUSION

Certains types de sols acides du Sud-Ouest atlantique et notamment les sols de « touyas » des Basses-Pyrénées peuvent donner lieu à une fixation irréversible notable de l'ammonium natif sous forme NH_4^+ non échangeable. Sur le plan de la pratique agricole, il ne semble pas que l'on doive attacher à ce phénomène une très grande importance, le pourcentage d'azote rétrogradé étant généralement assez faible dans les horizons qui correspondent à la couche arable du sol.

Par contre, sur le plan pédologique, la présence de NH_4^+ rétrogradé constitue un fait important, qui contribue à expliquer l'existence de rapports C/N très faibles dans des sols supportant une végétation à rapport C/N élevé.

La présence d'ammonium rétrogradé ne suffit cependant pas à expliquer la diminution de ce rapport quand la profondeur augmente ; il est vraisemblable que la teneur en azote des composés organiques qui migrent et s'accumulent en profondeur n'est peut-être pas sans relation avec ce phénomène : les résultats récemment obtenus par FRENEY (1964) et par STEVENSON et KIDDER (1964), résultats montrant qu'il existe des substances organiques azotées (notamment des acides aminés et des osamines) très solidement liées aux colloïdes minéraux du sol sur l'ensemble du profil, paraissent venir à l'appui de cette hypothèse.

Reçu pour publication en mars 1966.

SUMMARY

THE AMMONIUM FIXATION IN A FEW ACID SOILS
OF THE ATLANTIC SOUTH-WEST

The determination of fixed NH_4^+ in type-profiles developed on acid mother rocks of the Atlantic S. W. has been carried out (sands of the Gascogne Landes, cretaceous flysch of the Basses-Pyrénées, alluvium of the old quaternary upper terraces in the Basses-Pyrénées).

The most important amounts of fixed NH_4^+ were found in lower horizons of the soils formed on cretaceous flysch ; there is none in the sandy soils of the Gascogne Landes. Through corrected by taking into account the existence of fixed NH_4, the C/N catios of the different profiles still stay very low, particulary in the inferior horizons.

ZUSAMMENFASSUNG

DAS FESTGELEGTE AMMONIUM IN EINIGEN SAUREN BODEN DES SUD-WEST ATLANTIKS

Die Bestimmung des festgelegten NH_4^+ wurde in Profiltypen, die sich auf sauren Muttergesteine des Sud-West Atlantiks entwickelten, unternommen (Sande der *Landes de Gascogne*, Kreideflysch der Basses-Pyrénées, Alluvionen der obenen Terrassen des älteren Quartärs in den Basses-Pyrénées.

Die stärksten Mengen an festgelegten NH_4^+ wurden in den niederen Horizonten der auf Kreideflysch enstandenen Böden gefunden ; in den sandigen Böden der *Landes de Gascogne* wurde keines festgestellt.

Obwohl sie untet Berücksichtigung des Vorhandenseins von N berichtigt wurden, bleiben die C/N Verhältnisse der verschiedenen Profile noch sehr schwach, besonders in den Grundhorizonten.

РЕЗЮМЕ

Связанный аммоний в некоторых кислых почвах атлантического юго-запада.

Р. ДЮРО, К. ЖЮСТ, Р. ДЮТИЛЬ.

Были проведены опыты по определению связанного NH^+_4 в типичных профилях образовавшихся на кислых породах Атлантического Юго-Запада (пески пустошей Гаскони, флыш мелового периода Низких Пиреней, аллювий верхних терасс древнего четвертичного периода Низких Пиреней). Наиболее крупные пропорции связанного NH^+_4 были найдены в нижних горизонтах почв образовавшихся на флыше мелового периода; и, напротив, связанный аммоний абсолютно отсутствует в песчанных почвах пустошей Гаскони. Несмотря на внесенные поправки, принимающие во внимание существование связанного N, соотношение C/N в различных профилях остается попрежнему очень слабым, особенно в нижних горизонтах.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALLISON F. E., ROLLER M., 1955. Fixation and release of ammonium ions by clay minerals. *Soil Sci.*, **80**, 431-441.

BAERT DE BIEVRE M., VAN DEN HENDE A., LOX F., 1961. Étude de la fixation d'ammonium dans deux sols argileux à l'aide de ^{15}N. *Pédologie, Symposium*, **2**, 104-118.

CHAMINADE R., DROUINEAU G., 1936. Recherches sur la mécanique chimique des cations échangeables. *Ann. agron.*, 677-690.

DARTIGUES A., DELMAS J., DUTIL P., 1963. Les sols de touyas des Basses-Pyrénées. *Rev. gén. Sci.*, **71**, 267-284.

DELMAS J., DUTIL P., 1964. A propos d'une unité pédologique dans la région des Basses-Pyrénées. *Sci. du Sol.*, **2**, 43-52.

DUCHAUFOUR P., 1957. Note sur l'influence du fauchage de la litière sur l'évolution des sols et de la végétation des forêts du Sud-Ouest. *Rev. forest. fr.*, **10**, 750-760.

FRENEY J. R., 1964. An evaluation of naturally occuring fixed ammonium in soils. *J. agric. Sci.*, **63**, 297-303.

GOUNY P., MÉRIAUX S., GROSMAN R., 1960. Importance de l'ion ammonium à l'état non échangeable dans un profil de sol. *C. R. Acad. Sci.* **251**, 1418-1420.

HINMAN W. C., 1964. Fixed ammonium fixation in some Saskatchevan soils. *Canad. J. Soil Sci.*, **44**, 151-157.

MOORE A. W., 1965. Fixed ammonium in some Alberta soils. *Canad. J. Soil Sci.*, **45**, 112-115.

RODRIGUES G., 1964. Fixed ammonium in tropical soils. *J. Soil Sci.*, **5**, 264-274.

SMIRNOV P. M., FRUKTOVO N. J., 1963. Fixation of non exchangeable ammonium by soils. *Sov. Soil Sci.*, **3**, 265-272.

SOUBIÈS L., GADET R., LENAIN M., 1955. Recherche sur l'évolution de l'urée dans les sols et sur son utilisation comme engrais azoté. *Ann. agron.*, 997-1033.

STEVENSON F. J., DHARIWAL A. P. S., CHOUDRI M. B., 1957. Further evidence for naturally occuring fixed ammonium in soils. *Soil Sci.*, **85**, 42-46.

STEVENSON F. J., DHARIWAL A. P. S., 1959. Distribution of fixed ammonium in soils. *Soil Sci. Proc.* **23**, 121-125.

STEVENSON F. J., KIDDER G., 1964. Clay-bound organic nitrogen compounds in soils. *Agron. Abstr.*, 24

YOUNG J. L., CATTANI R. A., 1962. Mineral fixation of anhydrous NH_3 by air dry soils. *Soil Sci. Proc.*, 147-152.

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 27, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles séparées seront utilisées pour les références bibliographiques les tableaux, les légendes des figures et graphiques, etc.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire :* il ne devra pas comporter d'abréviations ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs,* précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; — *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement,* dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :

a) *sommaire :* résumé suffisamment précis pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction,* dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé,* en donnant, sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats,* à présenter de la manière la plus brève possible ; e) *discussion et conclusion* ; f) *résumé* destiné à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour les collaborations, les fonds, les dons... ; h) *références bibliographiques.*

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français très *complet* placé en tête de l'article. Les figures, graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc.) l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : (DUPONT et DUVAI-1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de : et *al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatre langues mentionnées) ; le titre du périodique en abrégé, selon la World List of Scientific Periodicals, ou le Bulletin Signalétique du C. N. R. S. ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera en plus le nom de l'auteur du chapitre cité, le nom des rédacteurs principaux, précédé de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention de « communications personnelles » ou « données non publiées » etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d' « Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponibles est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant diposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit.

Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur feuille séparée, et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés *à l'état de projets,* leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5. *soit* × 0,25.

Il est rappelé que le format utile des Annales est : 19 × 12,5 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées.

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur feuilles séparées et porter les numéros des figures.

Correction des épreuves : les auteurs recevront deux épreuves à corriger. Les corrections « d'auteur » ne sont autorisées que sur le premier jeu d'épreuves.

Envoi du manuscrit : M. HÉNIN, Centre national de Recherches agronomiques, Versailles (Seine-et-Oise), France. On demande deux exemplaires.

ANNALES
AGRONOMIQUES

VOLUME 17 1966 NUMÉRO 3

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE
149, rue de Grenelle - PARIS-7e

Ann. agron., 1966, **17**, (3), 203-217.

PREMIERS RÉSULTATS D'UN ESSAI D'ENTRETIEN DU SOL EN ARBORICULTURE FRUITIÈRE

III. — Action sur la production et la vigueur des arbres. Conclusions générales

R. GRAS, B. SCHMITLIN, S. TROCMÉ

Laboratoire des Sols, Laboratoire de Recherches sur les mauvaises Herbes, Station centrale d'Agronomie. Centre national de Recherches agronomiques, 78 - Versailles

SOMMAIRE

Un essai d'entretien du sol de verger compare quatre modes d'entretien (sol nu travaillé, sol nu travaillé avec engrais vert d'hiver, sol nu désherbé, engazonnement) et deux doses d'azote. Par rapport au sol nu travaillé, le gazon a une action dépressive nette sur les rendements. Compte tenu des résultats d'études précédentes (propriétés physiques du sol, nutrition des arbres) réalisées sur cet essai, les auteurs tentent une interprétation globale des faits constatés.

A partir d'un essai d'entretien du sol en verger de pommiers (1), comportant quatre traitements principaux (sol nu travaillé, sol nu travaillé avec engrais vert d'hiver, sol nu désherbé, engazonnement) et deux traitements secondaires (dose simple et double d'azote), des auteurs différents ont procédé avec leurs préoccupations propres (propriétés physiques du sol, alimentation et nutrition des plantes) à un examen des premiers résultats (2). Ces auteurs n'ont pas présenté jusqu'ici les incidences sur les rendements. En effet, ceux-ci peuvent varier sous l'influence des différents facteurs modifiés directement ou indirectement par les traitements mis en œuvre, et l'interprétation devait être effectuée par l'ensemble des chercheurs concernés par l'essai ; d'où la réalisation de ce mémoire collectif.

(1) *Reinette du Canada* ayant 4 ans au début de l'essai (1962) ; sol de limon.

(2) Premiers résultats d'un essai d'entretien du sol en arboriculture fruitière :
I. — R. Gras, Action sur les propriétés physiques du sol. *Ann. agron.* 1965 (6).
II. — S. Trocmé, Action sur la nutrition. *Ann. agron.* 1966 (1).

Comme le rendement dépend de plusieurs variables, la recherche des causes de ses variations se heurte à de nombreuses difficultés. Aussi avons-nous d'abord défini les principes qui serviront de base d'interprétation. Ensuite, après avoir rappelé les principaux résultats et indiqué les effets des traitements sur les rendements, nous avons tenté d'interpréter ces effets. Enfin nous avons examiné, à la lumière des connaissances actuelles, dans quelle mesure les premiers résultats obtenus étaient susceptibles d'être généralisés à d'autres situations et à de plus longues périodes.

I. — PRINCIPES D'INTERPRÉTATION

Les modes d'entretien du sol interviennent par l'intermédiaire des facteurs de croissance sur la quantité de matière sèche élaborée par l'arbre. Nous rappellerons en prenant comme exemple le gazon quelles sont à cet égard les actions possibles :

— Dans le sol (cf. 2e partie), la quantité d'*éléments nutritifs* disponibles pour l'arbre peut être modifiée par immobilisation plus ou moins temporaire sous forme de matière organique (azote notamment), ou par concurrence entre l'arbre et les plantes associées, etc., et également sous l'influence des propriétés physiques : nitrification dépendant de la température du sol, de l'aération ; entraînement en profondeur d'éléments fertilisants, etc. Par ailleurs en modifiant la répartition des racines de l'arbre dans le profil et leur fonctionnement, sous l'influence notamment de la température et de l'aération, les propriétés physiques du sol déterminent les quantités d'*éléments nutritifs absorbés* ; elles règlent donc la transmission d'éléments nutritifs du sol à l'arbre (1). Les modes d'intervention sur l'alimentation en eau sont analogues (fig. 1).

— Dans l'atmosphère le gazon intervient sur la température de l'air et la nature des radiations réémises par le sol et modifiées par l'albédo de sa surface. Mais le mode d'action principal tient vraisemblablement aux modifications de l'alimentation en eau, qui règle l'intensité de la photosynthèse par l'intermédiaire de l'ouverture stomatique (absorption de gaz carbonique).

Remarquons que les modes d'entretien peuvent encore intervenir d'autre façon : phytotoxicité éventuelle des désherbants, sectionnement de racines, etc.

En définitive les modes d'entretien sont suceptibles d'agir sur plusieurs facteurs de croissance, souvent par voie indirecte et parfois dans des sens différents.

L'explication rigoureuse des différences de rendement nécessiterait de faire figurer dans le champ des explications possibles tous les facteurs modifiés directement ou indirectement par les modes d'entretien et les doses d'éléments fertilisants appliqués. Comme on ne peut connaître ou étudier tous les facteurs ainsi modifiés, il n'est pas question de donner une interprétation rigoureuse des actions sur les rendements, mais plutôt d'essayer de dégager l'influence des facteurs principaux.

(1) Cette derniere action des propriétés physiques peut se traduire par une fonction de transfert, un opérateur permettant de passer des éléments disponibles aux éléments absorbés : (éléments absorbés) = [*f*(propriétés physiques] × (éléments disponibles).

L'interprétation de l'action sur les rendements des facteurs modifiés par les modes d'entretien se heurte aux difficultés inhérentes à l'intervention simultanée de plusieurs facteurs. Une telle tentative d'interprétation n'est réalisable que dans un cadre volontairement simplifié ainsi défini :

— Pour chaque facteur de croissance, il existe une courbe d'action reliant le rendement au niveau de ce facteur (fig. 2). Dans le cas de l'eau et des éléments nutritifs, le niveau est déterminé non par la *quantité disponible*, mais par la *quantité effectivement utilisée*. Cette courbe, de forme générale sigmoïde pour les faibles valeurs du facteur de croissance, admet par la suite un palier, puis une branche décroissante.

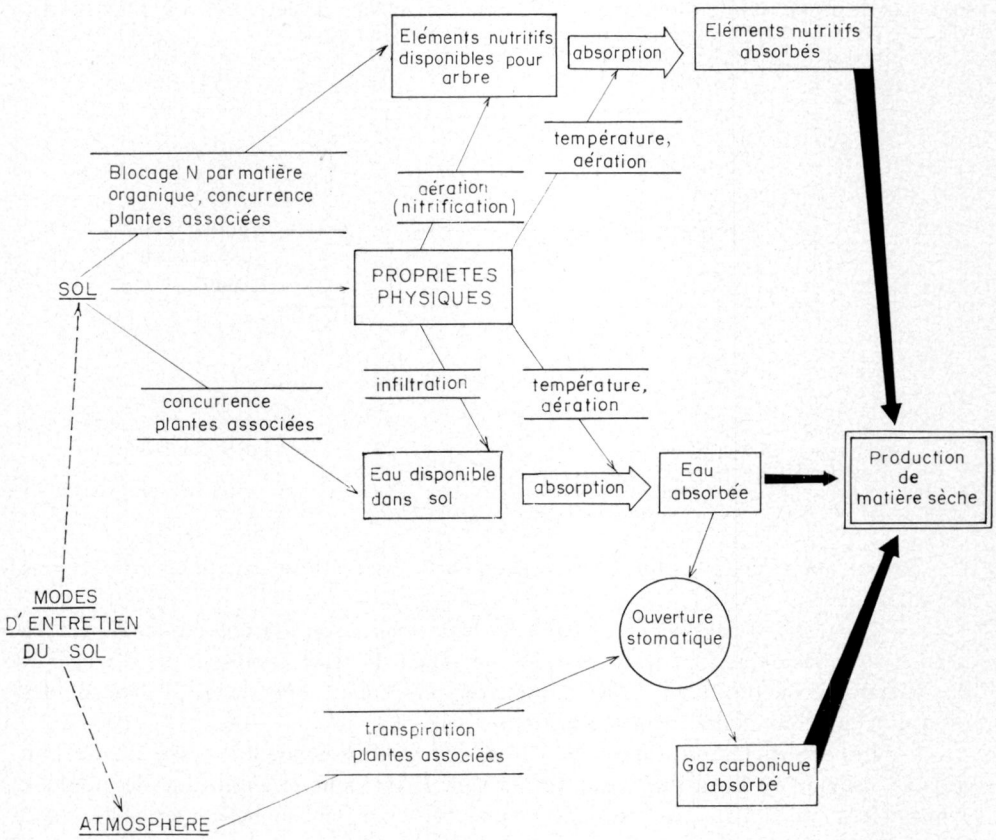


FIG. 1. — *Exemple de modes d'intervention possible du gazon sur la production de matière sèche de l'arbre*

Les modes d'entretien peuvent intervenir en quelque sorte à deux niveaux : détermination des quantités d'éléments nutritifs et d'eau disponibles dans le sol ; transmission d'une fraction de ces éléments à l'arbre par l'intermédiaire des racines.

— La loi des facteurs limitants est valable, ce qui implique qu'il n'y ait *pas d'interaction* entre facteurs, et par conséquent que la courbe d'action de l'un d'entre eux soit indépendante du niveau des autres. Quoique cela n'ait pu être vérifié, nous avons admis que cette interaction n'existait pas, ou du moins qu'elle était négligeable.

— L'adoption des points précédents entraîne ce corollaire : l'absence d'action sur le rendement de la variation de niveau d'un facteur de croissance peut provenir du fait qu'on se trouve sur un palier de la courbe d'action, ou qu'un autre facteur est limitant et détermine donc le rendement maximum possible (fig. 2). Dans le même ordre d'idées, on conçoit aussi qu'en raison de l'imprécision de l'essai, l'action de la variation d'un facteur ne puisse être décelée si les parties ascendante ou descendante de la courbe ont une pente faible. (Il pourrait arriver aussi que deux rendements identiques correspondent l'un à la partie ascendante et l'autre à la partie descendante).

— Les propriétés physiques du sol, intervenant surtout de façon indirecte, ne sont pas des facteurs de croissance, mais ont une action sur ceux-ci (voir plus haut).

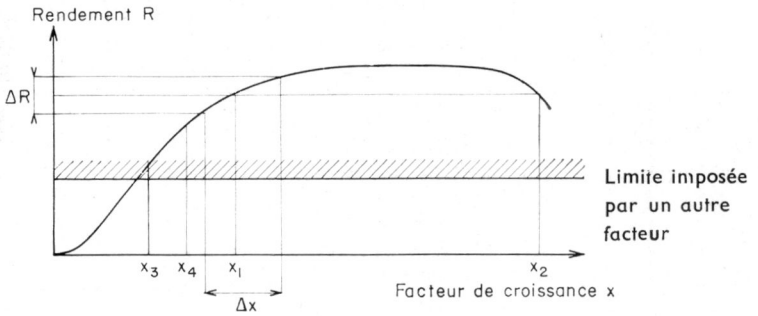


FIG. 2. — *Courbe d'action d'un facteur de croissance*

Rendement invariant vis-à-vis du facteur de croissance x lorsque :
— on décrit le palier de la courbe ;
— on se trouve en des points tels que x_1 et x_2 ;
— un autre facteur est limitant (passage de x_3 à x_4).
Du fait de la forme de la courbe, un accroissement appréciable Δx peut se traduire par une faible variation ΔR de rendement, difficilement décelable au champ.

En ce qui concerne plus particulièrement l'essai étudié ici, nous admettrons en outre que :

— L'absence d'action significative des traitements sur la circonférence des troncs permet de considérer que les variations de poids de fruits reflètent les variations de matière sèche produite. Nous admettrons également que l'analyse des feuilles est un reflet convenable de la nutrition.

— Les propriétés physiques du sol ne sont modifiées par les modes d'entretien qu'au voisinage de la surface (voir 1re partie). Il est donc entendu que l'expression « propriétés physiques » ne désigne ici que celles de la couche superficielle.

II. — RENDEMENTS

Les récoltes ont été effectuées à la même date pour les différentes parcelles, aucune observation n'ayant permis de mettre en évidence une influence des traitements sur la date optimale de cueillette.

En 1962, avant l'installation de l'essai, les rendements moyens ne différaient pas entre eux pour l'ensemble des traitements prévus (fig. 3).

En 1963, la covariance avec les rendements initiaux était significative pour l'azote seulement. Moins d'un an après l'installation des traitements, il ne se manifestait aucune interaction significative mode d'entretien-azote et aucune action des modes d'entretien et de la fumure azotée.

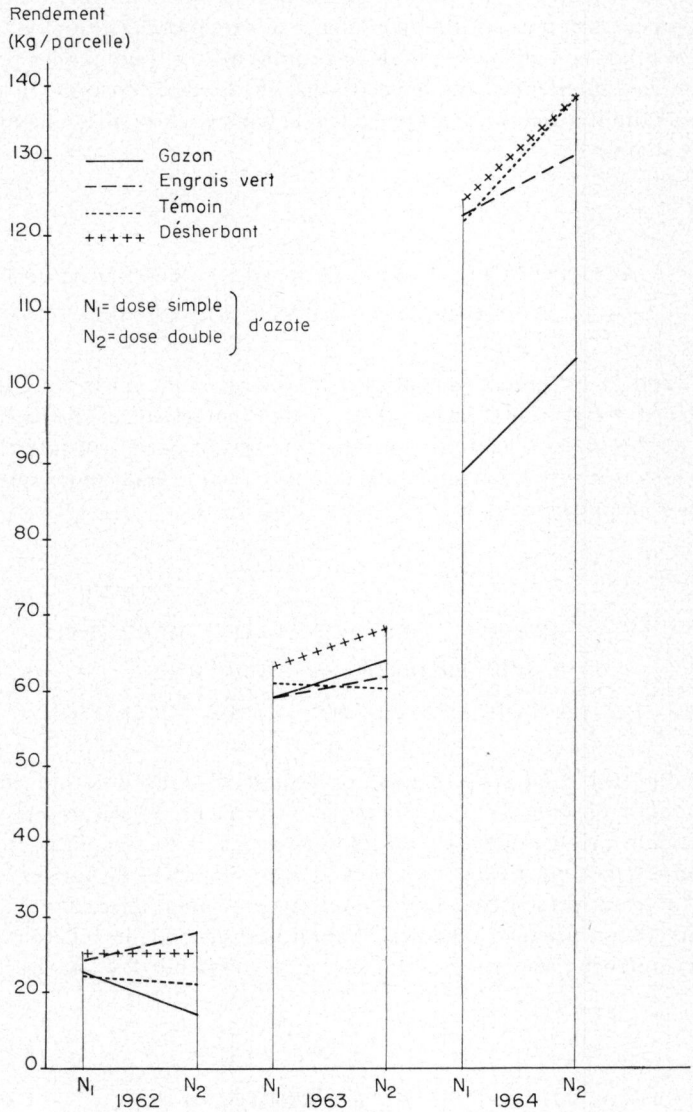


FIG. 3. — *Rendements en kg/parcelle*

En 1964, il n'est apparu aucune interaction mode d'entretien-azote. L'action des modes d'entretien est significative au seuil 1 p. 100 (0,1 p. 100 après utilisation comme covariable de la circonférence initiale du tronc) ; avec un rendement inférieur de 25 p. 100 environ, le gazon diffère au seuil 0,1 p. 100 du groupement des autres traitements, dont les rendements ne diffèrent pas significativement entre eux. Les

doses d'azote n'ont pas d'action significative sur les rendements, quoique pour chaque mode d'entretien le rendement moyen soit toujours supérieur avec la dose double. L'absence de signification tient, pensons-nous, à la dispersion élevée des rendements des parcelles élémentaires.

Le poids moyen des fruits a été évalué en 1964 sur une fraction de la récolte de chaque parcelle. On n'a pas mis en évidence d'interaction azote-mode d'entretien, ni d'action des modes d'entretien ou de la fumure azotée, quoique les poids moyens soient légèrement inférieurs dans le cas du gazon. L'effet dépressif du gazon serait donc dû à une diminution du nombre de fruits, sans exclure absolument une action sur le poids moyen.

III. — ACTION SUR LA VIGUEUR DES ARBRES APPRÉCIÉE PAR LES LONGUEURS DE CIRCONFÉRENCE DES TRONCS

En utilisant la circonférence initiale du tronc comme covariable, il n'apparaît pas (fin 1963 et 1964) d'interaction azote-mode d'entretien, ni d'action des modes d'entretien ou des doses d'azote. Cependant en 1964 le gazon est inférieur au groupement des autres modes d'entretien au seuil 10 p. 100. Remarquons que cette différence est dans le même sens que celle des rendements.

IV. — RAPPEL DES PRINCIPAUX RÉSULTATS SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSIQUES DE LA SURFACE DU SOL ET LA NUTRITION

L'ensemble des résultats obtenus est récapitulé dans des tableaux à double entrée (p. 209) indiquant pour chaque traitement les variations (par rapport au sol nu travaillé pris comme témoin) des taux de matières organiques,des propriétés physiques du sol, de la nutrition des arbres (d'après l'analyse de feuilles) et des rendements. Ces tableaux présentent donc d'une part des paramètres dont l'action n'a pu être qu'indirecte (propriétés physiques), d'autre part des valeurs reflétant l'absorption des éléments nutritifs (teneurs des feuilles), ayant déjà fait l'objet des études précédentes.

V. — INTERPRÉTATION

1. *Action des modes d'entretien par rapport au témoin*

a) *Désherbant.*

En 1963, il n'y a eu aucune action sur les propriétés physiques mesurées cette année-là (stabilité structurale), sur la nutrition et sur les rendements.

TABLEAU I

Actions comparées du désherbant, de l'engrais vert et du gazon par rapport au témoin

1963 (1)

	Mat. org. libre	Mat. org. liée	Stabilité structurale	N	P	K	Ca	Mg	Circ.ce tronc	Rend.t	Bilan de l'eau moyen
Désherbant	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	Positif
Gazon	+	+	+	—	o	o	+	o	o	o	
Azote	/	/	/	o	o	o	o	o	o	o	

1964 (2)

	Matière organique libre hiver	Matière organique libre été	Matière organique liée hiver	Matière organique liée été	Stabilité structurale été	Stabilité structurale automne	Densité apparente	Perméabilité hiver	Perméabilité été	N 4/10/63	N 29/6	N 22/9	P 4/10/63	P 29/6	P 22/9	K 4/10/63	K 29/6	K 22/9	Ca 4/10/63	Ca 29/6	Ca 22/9	Mg 4/10/63	Mg 29/6	Mg 22/9	Radicelles couche 0-10	Radicelles couche 10-20	Circ.ce tronc	Rend.t
Désherbant	o	o	o	o	—	—	+ (3)	o	—	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	—	—	+	—	o	o
Engrais vert	+	+	o	+	+	o	o	o	+	/	—	—	/	o	+ (4)	/	o	o	/	o	o	/	o	o	o	o	o	o
Gazon	+	+	+	+	+	+	+ (3)	+	o	—	—	—	o	o	—	o	—	—	+	o	o	o	o	+	—	—	o	—
Azote	/		/		/					o	+	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o	o			o	o

Bilan de l eau moyen négatif

Par rapport à la valeur homologue du témoin, le signe + correspond à une augmentation des valeurs mesurées, le signe — à une diminution, le signe o à l'absence d'action. Les bilans mensuels de l'eau calculés à partir de l'évapotranspiration montrent que les réserves du sol ne se sont jamais annulées en 1963. Par contre, en 1964 elles ont été nulles pendant 3 mois.

(1) Il n'y a pas eu d'engrais vert pendant l'hiver 1962-63

(2) On a repris certaines mesures de l'automne 1963 qui pouvaient intervenir sur les résultats de 1964.

(3) Un signe + correspond ici à un tassement, donc à un effet défavorable.

(4) Significatif à un seuil légèrement supérieur à 5 %.

En 1964, ce traitement ne se différencie pas significativement du témoin pour la nutrition, sauf (de façon peu accusée) pour le magnésium. Le niveau de l'alimentation en eau est difficile à juger puisque, si la concurrence des adventices a été nulle, l'infiltration de l'eau a été certainement moins bonne que dans le témoin, étant donné le ruissellement observé. Les propriétés physiques ont subi une dégradation nette. Il n'y a pas eu d'action sur les rendements. Ainsi, dans les conditions de cet essai :

— la dégradation des propriétés physiques est restée sans effet (nous reviendrons plus loin sur ce point) ;

— on n'a pas pu mettre en évidence d'effet de l'herbicide sur le comportement des arbres. En fait, aux doses utilisées en verger, les herbicides persistants mis en laboratoire au contact des racines sont toxiques pour les arbres à pépins (DERMINE, 1961-1963). On a même observé la mort de plantules de pommiers cultivés sur sable après application de faibles doses de simazine pratiquement sans action herbicide au champ (0,2 kg par ha) (SCHMITLIN, résultats non publiés). Pour expliquer l'innocuité pratique des herbicides qui n'ont pas vis-à-vis des arbres fruitiers de *sélectivité biologique*, on fait intervenir *la sélectivité de placement* (DERMINE, 1964), les adventices ayant à la différence des arbres leurs racines dans la couche superficielle riche en produits toxiques.

Cependant en l'absence de travail, des racines d'arbres s'installent à moins de 2 cm de la surface et sont donc à même d'absorber une certaine quantité d'herbicide. La sélectivité de placement ne serait donc pas stricte. En fait, il faut considérer que les herbicides ne sont toxiques que pour les plantes dont la plus grande partie du système radiculaire se trouve dans la couche du sol où la concentration est suffisante pour être toxique. On peut penser qu'il n'y a pas de préjudice grave pour l'arbre dans la mesure où une petite fraction seulement de son système radiculaire se trouve dans la zone toxique.

b) *Engrais vert.*

En 1964, première année de l'engrais vert (1), il y a eu un effet dépressif sur la nutrition azotée (moins accentué qu'avec le gazon), et des améliorations *temporaires* des propriétés physiques et des taux de matières organiques. L'alimentation en eau était sans doute peu différente de celle du témoin ; il n'est pas exclu cependant que l'évapotranspiration ait été plus élevée qu'en sol nu pendant les périodes sèches de l'hiver. Les rendements n'ont pas été affectés de façon significative ; on a constaté qu'ils étaient plus faibles (ce qui a été confirmé significativement en 1965).

c) *Gazon.*

En 1963, ce mode d'entretien n'est intervenu que pendant une partie du cycle végétatif (gazon semé en avril). On enregistre une certaine amélioration des propriétés physiques et une diminution de la teneur en azote des feuilles ; il n'y a pas d'action sur les rendements.

En 1964, il y a une diminution de rendement importante, alors que l'amélioration des propriétés physiques étudiées devient considérable. Mais on note un effet dépressif sur la nutrition (azotée, phosphorée et potassique) ; en outre, d'après ce

(1) Échec de l'engrais vert de l'hiver 1962-63 par suite du froid.

que l'on sait par ailleurs sur l'augmentation de l'évapotranspiration en verger par une couverture herbacée (cf. notamment ROGERS et GOODE, 1952), le niveau du facteur eau est plus bas que dans le témoin ; parallèlement on observe une réduction du nombre des radicelles dans la couche 0-25 cm.

2. *Action des doses d'azote*

Les rendements avec dose double ne se sont pas différenciés significativement de ceux avec dose simple, malgré une certaine tendance à être plus élevés, en particulier pour l'engrais vert et pour le gazon (fig. 3).

VI. — CONCLUSIONS RELATIVES A L'ESSAI

En définitive, on a constaté que :

— avec le gazon, il y avait amélioration des propriétés physiques de la couche de surface, mais diminution des rendements la deuxième année de l'essai,

— avec l'engrais vert, il y avait amélioration temporaire des propriétés physiques de la couche de surface, sans action significative sur les rendements, mais avec une tendance à la diminution (confirmée en 1965),

— avec le désherbant, il y avait détérioration des propriétés physiques de la couche de surface sans action sur les rendements.

On peut proposer les interprétations suivantes :

— dans le cas du gazon, l'absence d'effet d'une amélioration des propriétés physiques tient à l'intervention, comme facteurs limitants les plus probables, de l'eau ou de la nutrition (azotée notamment : la dose double d'azote, qui a élevé le taux d'azote dans les feuilles, ayant eu tendance à augmenter les rendements) ;

— de même, on peut considérer comme plausible l'intervention de l'azote comme facteur limitant pour expliquer la tendance à la diminution des rendements avec l'engrais vert (sans exclure toutefois l'intervention de l'eau) ;

— pour le désherbant, dans les conditions de l'essai, c'est-à-dire en particulier à l'intérieur d'une gamme donnée de variation des propriétés physiques de la surface du sol, celles-ci ne paraissent avoir joué ni sur l'eau, ni sur le fonctionnement des racines ; en dehors du fait qu'il pourrait exister des facteurs limitants inconnus, on pourrait penser que des variations de la fourniture d'eau sont restées sans effet parce qu'elles correspondaient à un palier de la courbe d'action de celle-ci ; cela n'est guère plausible étant donné le bilan d'eau déficitaire de 1964. Peut-être cependant l'effet n'est-il pas suffisamment marqué pour qu'on décèle une différence significative dans les rendements. Enfin il est concevable que la fourniture d'eau n'ait guère été modifiée, la moindre infiltration étant compensée par l'absence de gaspillage d'eau par les plantes adventices et par une meilleure exploitation du profil dans l'espace (radicelles plus proches de la surface) et dans le temps (élévation de température plus précoce au printemps). En ce qui concerne le fonctionnement global des racines, il n'apparaît pas qu'il ait été profondément modifié, puisqu'on n'a enregistré de différences ni dans la nutrition, ni dans les rendements. On peut

supposer que le niveau des propriétés physiques est resté suffisant pour assurer dans la zone des racines une absorption convenable (ou en tout cas équivalente à celle du témoin) de l'eau et des éléments nutritifs disponibles, parce que les racines ne réagiraient qu'à des seuils d'aération très bas, ou que l'aération du sous-sol resterait relativement indépendante des conditions de la surface. Van Bavel (1951), utilisant la théorie de la diffusion, a montré que la couche de surface, pourvu qu'elle soit suffisamment mince, ce qui est le cas ici, intervient relativement peu dans l'aération du sous-sol.

Il n'est bien sûr nullement démontré que l'indépendance rendement-propriétés physiques de la surface du sol se maintienne dans d'autres conditions. Par exemple, des apports d'eau supplémentaires risquant d'intervenir de façon défavorable sur l'aération du sol, une amélioration de la porosité aurait une action positive sur les rendements. On ne pourrait vérifier cette hypothèse que si l'alimentation en eau était largement excédentaire deux années consécutives, en admettant que la nutrition minérale n'intervienne pas comme facteur limitant et que les effets dépressifs actuellement constatés n'aient pas d'arrière-action (par exemple par une diminution du volume de l'arbre). Si toutes ces conditions étaient réalisées, le gazon et l'engrais vert extérioriseraient éventuellement par des augmentations de rendements les améliorations de propriétés physiques du sol. Par ailleurs il est possible que, les années passant, des effets dépressifs apparaissent avec les modes d'entretien entraînant une dégradation des propriétés physiques du sol (par rapport au témoin), ce qui se traduirait par une diminution de l'absorption de l'eau et des éléments nutritifs.

Il est évident qu'un essai de ce genre ne peut conduire, après deux ans seulement, qu'à des conclusions fragmentaires, compte tenu de l' « inertie » des plantes pérennes. Aussi sera-t-il, autant que possible, poursuivi au cours des années à venir, et étendu à d'autres questions (par exemple oligoéléments, qualité des fruits, action sur les parasites).

VII. — CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Les résultats précédents ont été obtenus après deux ans d'essai et dans des conditions expérimentales définies (nature du sol, espèce, variété, porte-greffe, fumure, alimentation en eau, etc.). Nous essayerons maintenant, ayant dégagé les effets essentiels sur les propriétés physiques du sol, la nutrition des arbres et les rendements, de rapprocher les conclusions recueillies des connaissances déjà acquises par ailleurs, et d'indiquer dans quelle mesure les conditions de milieu et de mise en œuvre peuvent modifier l'action sur l'arbre des modes d'entretien.

L'engazonnement provoque une amélioration durable et importante des propriétés physiques du sol. Ce point a déjà fait l'objet d'un certain nombre d'observations. Il en résulte notamment une augmentation de la perméabilité, signalée aussi par divers auteurs (Sudds et Browning, 1941 ; Frith, 1952 ; Rebour, 1963). Le début de l'amélioration paraît demander moins de temps que dans les prairies de fauche ou de pâture, peut-être à cause de l'abandon du foin sur place et de la fréquence des fauches pouvant accélérer le rythme de remplacement des racines.

L'effet dépressif sur l'alimentation azotée est également bien connu (cf. notamment Rogers et Raptopoulos, 1948 ; C. Bould et R. Jarrett, 1962). On sait

aussi que cet effet dépressif s'atténue plus ou moins rapidement avec le temps. Les suppléments d'azote nécessaires pour pallier cet effet dépressif sont très variables selon les situations. Il existe des vergers où des suppléments de plus de 400 kg d'azote par ha sont nécessaires, dans les premières années de l'enherbement (BUTIJN, 1961; Van der BOON, 1965). Mais il est des situations où les suppléments d'azote se sont montrés sans effet, du moins avec les modes d'application utilisés (DAVISON, 1951 ; DANCER, 1963). Il semble que, s'il faut tenir compte des différences de milieu, il existe aussi des interrelations mal connues matière organique-azote.

L'effet sur l'alimentation phosphatée et potassique a été souvent signalé comme légèrement positif (cf. 2e partie). Dans le cas de notre essai, l'effet dépressif a été expliqué par la diminution du nombre de radicelles dans la couche superficielle (la plus riche) par suite de la sécheresse. Il est vraisemblable que lorsque cette couche reste humide (pluviométrie ou irrigation régulières) un tel effet ne se produit pas. Peut-être également l'effet dépressif n'apparaîtrait-il pas en présence d'un sous-sol relativement riche.

Enfin, il est connu que dans les régions où il y a un déficit d'alimentation en eau, l'enherbement accentue ce déficit, et éventuellement le crée si l'alimentation est normale en sol nu, d'où un effet dépressif par rapport à ce dernier. Une irrigation bien conduite et des apports d'azote convenables ont permis parfois d'obtenir des rendements supérieurs à ceux du sol nu (BUTIJN, 1959). Cela tend à montrer qu'il peut être intéressant d'améliorer les propriétés physiques, et également qu'une phytotoxicité éventuelle des plantes de prairie vis-à-vis d'arbres fruitiers n'a pas été décelable dans les conditions de la pratique.

Ce mode d'entretien apparaît comme intéressant dans la mesure où il peut être mis en œuvre en réalisant une adaptation satisfaisante :

— des apports d'eau, qui doivent combler au moins le déficit de la pluviométrie sur l'évapotranspiration. compte tenu de la capacité de réserve du sol ;

— des fumures : suppléments d'azote ; éventuellement, placement à une certaine profondeur, non seulement de phosphore et de potasse, mais aussi d'azote; intérêt possible de pulvérisations d'urée sur le feuillage pour éviter la concurrence de l'herbe.

L'engrais vert d'hiver procure une amélioration des propriétés physiques du sol, dont le caractère temporaire s'explique par la rapidité de décomposition de la matière organique enfouie (MONNIER et GRAS, 1965). De fait, aussi bien au cours d'essais de longue durée que dans notre essai actuel, le taux de matière organique dans la couche travaillée est revenu au niveau de celui du témoin en un temps relativement court. Il est cependant possible que la décomposition de la matière organique soit moins rapide au-dessous de la couche travaillée (PROEBSTING, 1952 ; BAKER, 1937). Ce mode d'entretien apparaît utile pour accroître temporairement la perméabilité, ce qui peut être particulièrement intéressant dans le cas d'irrigation.

Si l'engrais vert d'hiver, enfoui à une date convenable (avant que l'évapotranspiration ne dépasse la pluviométrie), ne semble guère agir sur l'alimentation en eau de l'arbre, il n'en va pas de même sur le rythme de l'alimentation azotée ; il y aurait à la fois une immobilisation temporaire dans les parties d'engrais vert non encore décomposées ou par l'intermédiaire des microbes ayant proliféré après l'enfouissement et, les années sèches, une localisation plus superficielle de l'azote libéré. Un frac-

tionnement différent des apports d'azote peut dès lors être envisagé. Dans la mesure où la matière organique apportée par l'engrais vert au-dessous de la couche travaillée se décomposerait plus lentement, un supplément initial d'azote serait nécessaire.

L'action favorable sur l'assimilabilité du phosphore et du potassium mise en évidence au laboratoire par FERAUGE et PICARD (1962) est compatible avec les résultats de notre essai. Il serait sans doute exagéré de généraliser trop rapidement cette conclusion.

En définitive, l'engrais vert d'hiver présente un intérêt certain puisqu'il améliore, temporairement, certaines propriétés physiques du sol. Il apparaît cependant que sa mise en œuvre peut nécessiter une certaine adaptation des fumures, azotée essentiellement.

Le maintien du sol nu par un désherbant provoque une dégradation assez sensible des propriétés physiques, accentuée par la circulation des véhicules et même des hommes. Cette dégradation, constatée par divers auteurs (FRITH, 1952 ; MILLER et *al.*, 1963), ne se traduit pas toujours par des différences importantes de perméabilité globale (MILLER et *al.*, 1963). Aucun effet dépressif, sur les rendements comme sur la nutrition, ne semble avoir été signalé jusqu'à présent, mais on ne dispose encore que d'expériences de courte durée.

L'extrapolation de l'effet du désherbage total pose un certain nombre de problèmes : devenir d'un sol en l'absence de travail et d'apports organiques — phytotoxicité vis-à-vis de l'arbre — mode d'application des fumures minérales.

Traités en sol nu désherbé, les sols de limon atteignent rapidement une compacité limite, étroitement liée au passage des hommes ou des véhicules. De plus, du fait de la battance du sol, on assiste à un remblayage des zones déprimées (ornières de passage des roues) par les éléments fins enlevés ailleurs : cette action plus lente n'est pas encore terminée au bout de deux années de non travail. L'effet de l'absence de travail du sol doit varier avec la texture, notamment en raison du fait que la fissuration est plus intense en sol de limon qu'en sol de texture grossière. On peut se demander en outre quelle sera l'incidence à long terme de la diminution des apports de matière organique (pas d'adventices) : la diminution de matière organique libre risque d'entraîner une réduction de l'activité de la faune, importante pour l'aération et le ressuyage du sol. De plus, la diminution de la matière organique liée, tout en étant sans doute atténuée par l'absence de travail, n'est plus compensée par l'humification des apports extérieurs.

Nous avons déjà vu que la sélectivité de fait des herbicides vis-à-vis de l'arbre peut s'expliquer en grande partie par leur fixation dans une couche superficielle peu épaisse où la densité des racines d'arbre est faible. On conçoit que l'épaisseur de cette couche dépende des caractéristiques du sol (perméabilité, teneur en colloïdes), du climat (précipitations notamment), du produit utilisé et de sa dose (la percolation serait plus profonde avec des doses fortes).

La rémanence partielle de l'herbicide dans le sol est une condition de son efficacité, mais la question se pose de la possibilité d'une augmentation de la concentration à la suite d'apports successifs. Si la microflore assure en général la destruction de certains herbicides (GUILLEMAT et *al.*, 1960 ; RUSSELL, 1961 ; DERMINE, 1964), la vitesse de décomposition dépend également des caractéristiques du sol.

Enfin, l'absence de travail du sol pose certains problèmes à propos de l'application des fumures phospho-potassiques. Le placement peut être envisagé, en tenant

compte de la répartition des racines en profondeur. On conçoit également que l'intérêt des fumures de fond soit renforcé dans le cas de ce mode d'entretien.

***

Nous terminerons par quelques remarques d'ordre méthodologique concernant l'étude des modes d'entretien du sol en arboriculture :

Il est indispensable de disposer d'un recul suffisant avant de porter un jugement d'ensemble à partir d'un essai analogue à celui que nous avons présenté ; mais ce jugement nécessite, en plus de la connaissance des rendements cumulés, des observations et des mesures qui, effectuées dès les premières années, permettent de suivre l'évolution des phénomènes mis en jeu.

Lors de l'installation d'un tel essai, il est utile de prévoir des observations du système radiculaire, et des modifications éventuelles du protocole, permettant de vérifier en cours d'essai des hypothèses explicatives suggérées par les premiers résultats (par exemple, apport de l'azote en localisation sous gazon, ou modification du fractionnement dans le temps avec engrais vert). Pour ne pas perdre le bénéfice de la poursuite des traitements initiaux, on peut à cet effet établir des parcelles expérimentales subdivisables par exemple en trois parties : une pour le traitement initial, une pour le traitement modifié, une pour l'observation des profils culturaux.

Pour étudier complètement l'effet d'un facteur, il est en principe nécessaire qu'aucun autre facteur ne soit limitant. Dans ce but, on pourrait envisager, par exemple, de procéder à des irrigations ou à des fumures suffisamment copieuses. Mais on risque alors des effets défavorables pour des niveaux trop élevés. Il faudrait donc faire intervenir ces facteurs à plusieurs niveaux, de façon à caractériser l'optimum en l'encadrant (par exemple, gamme de doses d'azote couvrant les optima pour un sol nu travaillé et pour un gazon). En outre, on ne parviendrait à caractériser l'optimum d'action d'un facteur donné — l'azote par exemple —, qu'en tenant compte du mode d'application et des possibilités de fractionnement dans le temps.

Par ailleurs, du fait des actions indirectes de certains modes d'entretien, de fréquentes mesures des nombreux paramètres susceptibles d'être modifiés sont indispensables pour une interprétation approfondie des résultats.

Les considérations précédentes rendent évidemment difficile, et presque impossible, la réalisation d'un essai entièrement satisfaisant.

On peut cependant formuler les considérations suivantes :

— Les essais du genre de celui que nous avons présenté ne sont pas destinés à caractériser effectivement les résultats optima que l'on peut obtenir avec divers modes d'entretien.

— Il est nécessaire de préciser les limites imparties à l'interprétation de ces essais tant par l'absence de certains traitements (par ex. : irrigation) ou variante de traitement (par ex. : très forte fumure azotée) que par l'insuffisance de nos connaissances sur des phénomènes tels que l'aération du sous-sol ou la dynamique de l'azote.

— Malgré leurs insuffisances, les essais permettent de progresser dans l'analyse et la compréhension des phénomènes mis en jeu et de situer leur importance relative.

Ainsi est-il possible d'envisager une meilleure adaptation des techniques à mettre en œuvre aux divers cas particuliers.

Reçu pour publication en avril 1966.

SUMMARY

FIRST RESULTS OF A TRIAL ON SOIL MANAGEMENT IN FRUIT CULTURE.
III. EFFECT ON THE YIELD AND ON THE DEVELOPMENT OF THE TREES.
GENERAL CONCLUSIONS

In a soil management trial, the bare tilled soil taken as control is compared to the winter green manure, the bare weeded soil and the sward. The latter treatment causes a decrease in the yield, joined to a large improvement of the physical properties of the soil surface. This depressive effect on the yields may be explained as a decrease in the level of the limiting factors, nitrogen and water. The winter green manure causes a momentary improvement of the physical properties of the soil and a certain depression in the nitrogen nutrition, due to a temporary immobilization of this element. In the weeded soil, there is a certain degradation of the physical properties, without any yield decrease, which allows to think that in the trial conditions, the physical properties of the soil surface do not bring into action any limiting factor. In the general conclusion, amongst others, the influence of the environment conditions and the effect of the different types of management are studied.

ZUSAMMENFASSUNG

ERSTE ERGEBNISSE EINES VERSUCHS ZUR BODENPFLEGE IN OBSTKULTUREN.
III. WIRKUNG AUF DEN ERTRAG UND DIE ENTWICKLUNG DER BÄUME.
ALLGEMEINE SCHLUSSFOLGERUNGEN

In einem Bodenpflegeversuch werden nackter bearbeiteter Boden als Kontrolle, nackter bearbeiteter Boden mit Wintergründüngung, nackter Boden ohne Rasen und Boden mit Rasendecke verglichen. Letztere Massnahme verursacht eine Ertragsminderung, die mit einer starken Verbesserung der physikalischen Eigenschaften der Bodenoberfläche einhergeht. Diese depressive Wirkung auf die Erträge kann man als eine Verminderung der Rate der begrenzenden Faktoren, Stickstoff und Wasser, ansehen. Die Wintergründüngung verursacht eine vorübergehende Verbesserung der physikalischen Eigenschaften des Bodens und eine gewisse Depression der Stickstoffernährung, infolge zeitweiliger Immobilisierung dieses Nährstoffs. In Boden ohne Gras geht eine gewisse Degradierung der physikalischen Eigenschaften ohne Ertragsminderung vor sich, was darauf schliessen lässt, dass unter den gegebenen Versuchsbedingungen die physikalischen Eigenschaften der Bodenoberfläche keinen begrenzenden Faktor ins Werk setzen. In der allgemeinen Schlussfolgerung werden insbesondere die Einflüsse der Umweltbedingungen und die Wirkung der verschiedenen Pflegearten untersucht.

РЕЗЮМЕ

Первые результаты опыта ухода за почвой под фруктовым садом. III действие на мощность и продуктивность деревьев. Общие заключения.

Р. ГРА, Б. ШМИТЛЕН, С. ТРОКМЭ.

В опыте способов ухода за почвой сравниваются : окультуренная, голая почва, служащая в качестве контроля, голая почва в которую было внесено зимнее зеленое удобрение, голая выполотая почва и дернование. Этот последний метод одновременно с улучшением физических свойств почвенной поверхности, вызывает понижение урожайности.

Такое депрессивное действие на урожайность об'ясняется понижением уровня ограничивающих факторов, каковыми являются азот и почвенная влага. Внесение зеленого удобрения зимой вызывает кратковременное улучшение физических свойств почвы и некоторую депрессию азотного питания, вызванную в свою очередь временным закреплением этого элемента. В выполотой почве некоторая деградация физических свойств не вызывает уменьшения урожайности, что, по мнению авторов, должно указывать на то, что в условиях данного опыта физические свойства почвенной поверхности не приводит в действие ни один из ограничивающих факторов. В общем заключении авторы разсматривают, в частности, влияние условий среды и проведения опыта, на действие различных способов ухода.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BAKER C., 1937. Changes in total soil nitrogen under each of several cover crops after 23 years. *Proc. Amer. Soc. hortic. Sci.*, **35**.

Van BAVEL C., 1951. A soil aeration theory based on diffusion. *Soil Sci.*, **72**, 33-46.

Van der BOON J., DAS A. et *al.*, 1964. Heavy nitrogen dressing for pears. *Stikstoffnummer*, **44**, 274-288.

BOULD C., JARRETT R., 1962. The effect of cover crop and NPK fertilizers on growth, crop yield and leaf nutrient status of young dessert apple trees. *J. hortic. Sci.*, **37**, 58-82.

BUTIJN J., 1949. Recherches sur le sol. *Jaarverslag Proefstation Wilhelminadorp.*

BUTIJN J., 1961. Entretien du sol en culture fruitière. *Versl. Landbouw. Onderzoek*, **66**.

DANCER J., 1963. A study of the effect of two levels of nitrogen on the growth of young apple trees under arable condition. *Hort. Res.*, **2**, 65-75.

DAVISON J., 1951. Sod culture in Murrumbidgee irrigation area orchards. A summary of ten years experience. *Agric. Gaz New South Wales*, **12**, 8, 405-410.

DERMINE E., 1961-63. Rapport Station Grand-Manil (Gembloux).

DERMINE E., 1964. Désherbage chimique en culture fruitière. Rémanence des produits. *95e Congrès Pomologique*, Nîmes.

FERAUGE M.-Th., PICARD M., 1962. Contribution de la couverture des vergers au transport des éléments nutritifs dans la zone du sol explorée par le système radiculaire des arbres fruitiers. *C. R. de Recherche I.R.S.I.A.*, **1**.

FRITH H., 1952. Some effect of no cultivation on the yield and growth of citrus trees. *Austral J. agric. Res.*, **3**, 259-76.

GUILLEMAT J., CHARPENTIER M. et *al.*, 1960. Interaction entre une chloroaminotriazine herbicide et la microflore fongique et bactérienne du sol. *Ann. Épiphyties*, **11**, 3.

MILLER D., BUNGER W., et *al.*, 1963. Properties of soil in orchard as influenced by travel and cover crop management system. *Agron. J.*, **55**, 2, 188-191.

MONNIER G., GRAS R., 1965. Action d'une culture d'engrais vert sur les propriétés physiques d'un sol de verger. *Ann. agron.*, n° **5**.

PROEBSTING E. L., 1952. Some effect of long continued cover cropping in a California orchard. *Proc. Amer. Soc. Hortic. Sci.*, **60**, 87-90.

REBOUR H., 1963. L'irrigation des sols peu perméables. *Rev. agric. Fr.*

ROGERS W., RAPTOPOULOS T. et *al.*, 1948. Cover crop for fruit plantation. IV. Long term leys and permanent swards. *J. hortic. Sci.*, **24**, 228-269.

ROGERS W., GOODE J., 1952. Irrigation requirement of fruit orchard. *East Malling Res. Sta, Annu. Rep.*, 1951.

SUDDS R., BROWNING G., 1941. The effect of soil management method on certain physical and chemical properties in relation to the infiltration rate in West Virginia orchard. *Proc. amer. Soc. hortic. Sci.*, **39**.

Ann. agron., 1966, **17** (3), 219-249.

LE POINT SUR LA FERTILISATION AZOTÉE DES CULTURES ASSOLÉES DANS LES SOLS ARGILO-CALCAIRES DE LIMAGNE ET GRANITIQUES DE MONTAGNE EN AUVERGNE

D. COLLIER
avec la collaboration technique de G. BAUCHER et de Mlle R. DOPARIS

Station d'Agronomie
Centre de Recherches agronomiques du Massif central,
63 – Clermont-Ferrand

SOMMAIRE

L'auteur présente très brièvement les résultats des expériences culturales permanentes ou annuelles sur la fertilisation azotée organique et minérale entreprise par la Station depuis sa création en 1936. Il les commente et tente de les interpréter à la lumière d'autres investigations parmi lesquelles les études relatives à la minéralisation et au dynamisme de l'azote. L'exposé se termine par quelques considérations concernant l'action de certaines conditions de milieu et d'exploitation sur le bilan de l'azote.

INTRODUCTION

Déjà, sous la direction du regretté M. GUYON la Station d'Agronomie avait entrepris une expérimentation concernant l'action des engrais azotés. Depuis, celle-ci a été largement étendue.

Il était devenu nécessaire de faire le point sur l'ensemble des résultats obtenus depuis une trentaine d'années, d'abord pour en tirer les conclusions essentielles intéressant la pratique agricole, ensuite pour essayer de les interpréter d'après les connaissances acquises par différents auteurs et nous-même sur la minéralisation, l'évolution et le dynamisme de l'azote, enfin pour orienter nos recherches futures.

On a traité dans deux chapitres distincts l'azote organique et l'azote minéral, et les bilans d'azote font l'objet du troisième et dernier chapitre.

Ces résultats ne correspondent qu'à deux types de milieu opposés par tous leurs caractères, les sols argilo-calcaires de Limagne et les sols granitiques de montagne (COLLIER, 1956). Mais il apparaît de plus en plus que le climat plus que le sol, condi-

tionne l'évolution et le dynamisme de l'azote. Dans le cadre de notre région on peut donc jusqu'à plus ample information extrapoler à tous les sols de montagne les conclusions se rapportant aux sols granitiques ; par contre, il nous semblerait imprudent de généraliser à tous les sols de plaine les résultats obtenus pour les sols argilo-calcaires, étant donné l'extrême particularité de ces sols.

Cette synthèse se réfère à une masse importante de résultats expérimentaux qui ont été publiés chaque année dans les rapports des Stations d'Agronomie et qu'il était impossible de reproduire en totalité dans le cadre de cet exposé.

I. — AZOTE ORGANIQUE

Les effets des fumures organiques sur les cultures ne peuvent être étudiés que par des expériences permanentes dont la réalisation n'est viable que dans les domaines de l'I. N. R. A. C'est pourquoi les essais importants de la Station d'Agronomie n'ont pu être entrepris que dans les sols argilo-calcaires de Limagne, le Centre de Recherches agronomiques du Massif central ne disposant que récemment de domaines en montagnes cristallines et volcaniques.

TABLEAU I

Installation lysimétrique : essais de fumures organiques

Période 1952-63 (12 ans)	Témoin	Résidus de récoltes (1)	Fumier
Fumures organiques en q/ha de matières sèches.	0	468	310
Importation correspondante d'azote en kg/ha (2)	0	489	650
Rendements en q/ha de matière sèche (3) ...	883	926	902
Année 1956			
Fumures organiques en t/ha de matière fraîche	0	14 (Verts de betterave 5-11-55)	50 (2-12-54)
Importation correspondante d'azote en kg/ha .	0	65	270
Rendements en q/ha de matière fraîche (grain) .	41,1	52,0	49,1

(1) Fanes de carottes et d'ail, verts de betterave, une coupe de luzerne, cannes de maïs et pailles de céréales.
(2) 645 kg d'azote minéral ont été appliqués dans chacune des 3 cases à partir de 1959.
(3) Carottes fourragères, Blé, Orge, Betteraves sucrières, Blé, Maïs, Luzerne-Dactyle (3 ans), Pomme de terre, Blé, Ail.

1° Description et résultats des essais

Les fumures organiques ont été expérimentées dans certaines cases de l'installation lysimétrique de la Station (tabl. 7) et dans deux essais permanents du domaine de Crouelle.

L'essai de fumures organiques n'a intéressé que les 6 cases à 0,85 m de sol sur gravillons. On a comparé, par rapport au témoin, l'action des résidus de récoltes et du fumier sur l'évolution et le dynamisme de l'azote dans les 3 cases maintenues en jachère travaillée (Collier, 1964) et sur les cultures dans les 3 autres cases.

L'action sur les rendements des cultures peut être considérée comme nulle sauf sur blé en 1956, année pendant laquelle ont été observés un effet positif des verts de betteraves et une arrière-action positive du fumier (tabl. 1).

Les résidus de récolte (R) et le fumier (F) ont été également expérimentés depuis 1950 dans les soles A_1 et C_1 du domaine de Crouelle sur des sols à nappe phréatique.

En A_1 il s'agit en réalité d'une expérience d'épuisement phospho-potassique en présence ou non de ces fumures organiques. Le dispositif est un carré latin à 6 traitements et 6 répétitions. Au tableau 2 nous n'avons fait figurer que les résultats relatifs aux traitements N minéral sans PK avec ou sans fumures organiques ; à partir de 1956 le traitement RN a été supprimé.

Mais l'essai principal a été établi en C_1 ; il s'agit d'une expérience combinée de fumures organiques et d'engrais minéraux. Elle est constituée de 3 blocs divisés chacun en 4 grandes parcelles : témoin (T), fumier (F), résidus de récolte (R_1 et R_2). Ces grandes parcelles étaient subdivisées en 12 petites parcelles exclusivement utilisées depuis 1954 à des essais de doses et de dates d'application d'engrais azotés minéraux.

A partir de 1961, on a superposé aux grandes parcelles une expérience d'assolement en 4 bandes :

I. Maïs, Blé, Orge, Betterave, Blé, Orge
II. Maïs, Blé, Orge, Prairie temporaire (2 ans), Blé

chacun d'eux avec ou sans engrais vert, permettant encore dans chaque grande parcelle trois traitements adaptés aux assolements.

Le tableau 3 ne donne que les moyennes des résultats correspondant aux fumures organiques en présence des engrais minéraux et celles relatives à deux doses d'engrais minéraux en présence des fumures organiques.

Pour les sols non argilo-calcaires : sols granitiques et volcaniques de montagne et sols détritiques de plaine, nous ne disposons que de 6 essais de fumier sur pomme de terre réalisée en 1942-43 dans les *conditions d'exploitation traditionnelle* ; pour les doses de 30 ou 50 t/ha, la moyenne des rendements est passée de 25,2 à 29,4 t/ha, soit un excédent de 12 p. 100 voisin de celui obtenu par l'application de doses d'azote de 60 à 70 kg/ha.

2° Commentaire des résultats

Étant donné la richesse phospho-potassique des sols en expériences, les effets à courts et moyens termes [1] de ces fumures peuvent être considérés comme des effets azoté, aucune action mesurable n'a pu être en effet observée jusqu'ici, tant sur les matières organiques que sur la structure. Toutefois rappelons qu'il a été constaté, en cases lysimétriques, une légère diminution de l'évaporation en présence des fumures organiques (Collier et Robelin, 1959).

a) *Pailles*

Les pailles ont eu significativement une action dépressive ou nulle l'année d'application, et nulle les 2e et 3e année. Ces actions dépressives se sont manifestées sur betterave, maïs, orge et luzerne ; elles sont faibles et la dernière s'est encore produite en 1961 sur maïs, soit après 11 ans d'expérience ; elles peuvent être approximativement compensées par 4-5 kg d'azote par tonne de paille appliquée.

Cependant des effets positifs intéressants ont été constatés en C_1 sur légumineuses en 2e année ; en 1953 sur trèfle violet et en 1959 sur les 1re et 3e coupes de luzerne-dactyle, alors qu'une action dépressive sur la 1re coupe avait été observée l'année d'application de la paille.

Aucune interaction entre la paille et l'azote n'est à signaler.

[1] Nous avons adopté ici la terminologie proposée par G. Drouineau (1963) : court terme, intéressant une culture annuelle ; moyen terme, intéressant un assolement ; long terme au-delà.

TABL

Expérience permanente de Crouelle A_1 —

Années	Cultures (*variétés*)	Fumures (à l'ha)			Grains ou T
		N (kg) dates	R (q) nature	F (t) dates	
1951	Betterave sucrière (*Bourdon*)	80 31-5-51	20 paille	100 5-12-50	46,7 100
1952	Blé d'hiver (*Vilmorin 27*)	50 26-11-51	35,8 verts betteraves		23,3 100
1953	Orge de printemps (*Kenya*)	20** 6-3-53	20 paille		44,3 100
1954	Trèfle violet	20 29-1-54			45,9 100
1955	Blé d'hiver (*Magdalena*)	20 19-10-54			41,4 100
1956	Maïs (*W 255*)	20** 9-5-56		100 21-11-55	50,0 100
1957	Blé d'hiver (*Cappelle*)	20** 3-12-56			25,8 100
1958	Blé d'hiver (*Magdalena*)	20** 11-10-57			24,5 100
1959	Maïs (*Variété non cataloguée*)	120 3-4-59		100 9-12-58	75,5*** 100
1960	Maïs (*Variété non cataloguée*)	80 11-5-60			53,0*** 100
1961	Blé d'hiver (*Magdalena*)	60 25-1-61			17,6 100
1962	Orge de printemps (*Cérès*)	50 4-4-62			55,4 100
1963	Maïs (*INRA 258*)	100 9-5-63		30 14-11-62	75,0*** 100
1964	Blé d'hiver (*Magdalena*)	75 2-1-64			19,2 100
1965	Orge de printemps (*Variété non cataloguée*)	50 18-3-65			19,4 100

* En l'année 1951 il avait été ajouté 80 N supplémentaires dans les parcelles à pailles, par contre, les parcelles
** Ces faibles doses de 20 s'expliquent par la trop grande importance qu'on accordait à l'époque aux réserves
*** Rendements exprimés à 15 p. 100 d'eau pour les grains et en matières sèches pour les cannes.

EAU 2

Essai de fumures organiques et minérales

Rendements/ha (matière fraîche)

Foins (q) ou Racines (t)				Paille (q) ou Fanes (t)				
N	RN	FN	P.p.d.s. P = 0,05	T	N	RN	FN	P.p.d.s. P = 0,05
53,0	53,3*	50,4*	± 1,0	18,9	26,5	35,8*	26,4*	± 1,9
114	114	108	± 2	100	140	189	140	± 10
35,7	40,8	39,3	± 1,8	51,7	85,9	94,6	93,1	± 4,1
153	175	169	± 8	100	166	183	180	± 8
46,0	48,6	44,8	± 3,3	70,8	74,5	75,8	80,5	± 5,7
104	110	101	± 8	100	105	107	114	± 8
44,0	46,1	48,7	N.S.					
96	100	106						
45,0	47,3	45,6	± 1,5	78,0	85,0	90,0	87,5	± 4,9
109	114	110	± 4	100	109	115	112	± 6
51,6		52,2	N.S.	99,5	104		111	N.S.
103		104		100	105		112	
31,6		43,4	± 2,4	58,0	71,8		104	± 6,5
124		168	± 9	100	124		179	± 11
27,6		30,9	± 1,9	42,6	50,7		54,4	± 4,3
113		126	± 8	100	119		128	± 10
101,9		102,8	± 4,9	71,6	97,6		111,8	± 6,4
135		136	± 6	100	136		156	± 9
88,4		99,0	± 6,0	71,5	87,0		90,1	± 6,6
167		187	± 8	100	122		126	± 9
37,8		41,7	± 1,8	28,2	84,1		95,5	± 3,4
214		237	± 10	100	298		340	± 12
60,6		52,2	± 3,6	111	126		127	± 13,4
109		94	± 6	100	114		114	± 12
95,4		94,4	± 4,9	61,1	74,7		80,9	± 4,2
127		126	± 7	100	122		133	± 7
39,8		43,3	± 1,5	25,8	70,1		77,6	± 3,9
207		225	± 8	100	272		300	± 15
32,9		36,8	± 1,8	32,0	59,8		65,0	± 3,2
170		190	± 9	100	187		203	± 10

à paille n'avaient pas reçu d'azote.
d'azote après céréales et maïs ; quant à l'application de cette dose en 1956 sur maïs il s'agit là d'une erreur.

Expérience permanente de Crouelle C_1.

Années	Cultures *Variétés*	Fumures (doses à l'ha)				
		F (t)	R_1 (t)	R_2 (t)	N_1 (kg)	N_2 (kg)
		dates	nature et dates		dates	dates
1950	Betterave sucrière *(Bourdon)*	50 (17-12-49)	5 (paille — 21-12-54)	10	80 25-5-50	120 25-5-50
1951	Blé d'hiver *(Vilmorin 27)*				60 27-11-50	80 27-11-50
1952	Orge de printemps *(Gloire du Velay)*		5 (paille — 12-2-51)	10	20 3-3-52	40 3-3-52
1953	Trèfle violet				20 11-12-52	40 11-12-52
1954	Blé d'hiver *(Magdalena)*				20 + 0 29-1-54	0 + 30 7-5-54
1955	Betterave sucrière *(Bourdon)*	50 (10-12-54)	5 (paille — 20-10-54)	10	80 29-3-55	120 29-3-55
1956	Maïs *(W 255)*			23 (verts bett.)	60 3-11-55 et 11-5-56	60 + 60
1957	Blé d'hiver *(Magdalena)*			10 (cannes maïs)	60 12-12-56 et 17-4-57	60 + 30
1958	*Luzerne Flamande + Dactyle Floréal*		10 (paille — 15-12-57)	10	20 21-5, 17-7 et 29-8	40
1959	2e année				20 10-3, 25-5, 8-7 et 29-8	40
1960	Blé d'hiver *(Magdalena)* — Luzerne fauchée				40 11-12-59	60 11-12-59
	Blé d'hiver *(Magdalena)* — Enfouissement dernière coupe				20 11-12-59	40 11-12-59
1961	Maïs *(INRA 258)* — I. Après blé	30 (9-12-60)	10 (paille — 9-12-60)	10	60 18-5-61	180 18-5-61
	Maïs *(INRA 258)* — II. Après luzerne				60 18-5-61	120 18-5-61
1962	Blé d'hiver *(Magdalena)* — I.	45 (12-10-61)	7 (cannes maïs — 10-10-61)	7	50 10-12-61	100** 10-12-61
	Blé d'hiver *(Magdalena)* — II.		7 (cannes maïs — 10-10-61)	7	50 10-12-61	100 10-12-61
1963	Orge de printemps *(Cérès)* — I.		12 (paille — 17-8-62)	12	75 2-4 et 10-5-63	50 + 25
	Orge de printemps *(Cérès)* — II.		12 (paille — 17-8-62)	12	75 2-4 et 10-5-63	50 + 25
1964	I. Betterave sucrière *(Bourdon)* II. *Luzerne Flamande + Dactyle floréal*	24 (27-12-63 — fumier)	24	55 (paille)	125 28-4-64 25 + 25 + 25 6-5, 30-6 et 25-8-64	125 10-5-64 50 + 50 + 50
1965	I. Blé d'hiver (*Variété non cataloguée*)				0	100 16-12-64

* Le témoin est un traitement à 60
** On avait ajouté partout 30 à la montaison
*** Le témoin est un traitement à 50.

Rendements/ha Grains ou Foin (q)					Racines (t)			
T	F	R_1	R_2	P.p.d.s. P = 0,05	T	N_1	N_2	P.p.d.s. P = 0,05
41,0	40,5	40,5	37,3	± 2,1	37,8	39,9	41,9	± 1,1
100	99	99	91	± 5	100	106	111	± 3
29,6	29,9	29,4	27,8	± 1,2	23,4	32,9	31,4	± 1,6
100	101	99	94	± 4	100	141	134	± 7
31,0	27,0	28,0	25,8	± 2,4	25,1	30,0	28,9	± 2,0
100	87	90	83	± 8	100	120	115	± 8
30,6	31,0	35,3	39,4	± 7,1	35,3	33,6	33,0	N.S.
100	102	117	130	± 23	100	95	94	
54,1	52,4	53,4	55,2	± 2,5	51,2	50,3	55,9	± 2,1
100	97	99	102	± 5	100	98	109	± 4
25,5	27,2	26,1	25,4	N.S.	25,4	26,8	26,6	N.S.
100	107	102	99		100	106	105	
49,1	52,3	52,8	53,7	± 2,0	51,8	51,0	53,0	N.S.
100	107	108	110	± 4	100	99	102	
36,2	30,0	34,0	32,0	± 5,4	30,2	37,7	33,6	± 3,4
100	83	94	88	± 15	100	125	111	± 11
101,4	106,3	96,0	94,9	± 6,4	96,9	97,0	97,6	N.S.
100	105	95	94	± 6	100	100	101	
173,8	181,1	180,7	185,9	± 6,2	179,8	183,0	178,7	N.S.
100	104	104	107	± 4	100	102	99	
50,2	47,6	50,7	48,9	N.S.	51,3	48,5	48,1	± 1,2
100	95	101	97		100	95	94	± 2
49,0	46,1	48,2	47,5	N.S.	48,1	47,6	47,4	N.S.
100	94	99	97		100	99	99	
62,2	53,2	60,7	50,2	± 7,8	56,7*	58,6	54,5	N.S.
100	86	98	81	± 13	100	103	96	
61,7	61,2	65,2	58,7	N.S.	62,1	61,0	61,9	N.S.
100	99	106	95		100	98	100	
61,7	60,3	62,0	61,6	N.S,	60,8	61,4	62,1	N.S.
100	98	101	100		100	101	102	
62,3	60,8	62,1	62,2	N.S.	63,2	61,3	61,0	N.S.
100	98	100	100		100	97	97	
46,1	48,6	45,9	46,1	± 2	47,0***	46,7	46,4	N.S.
100	105	100	100		100	99	99	
50,0	46,2	48,3	48,5	N.S.	47,5	47,9	49,3	N.S.
100	92	97	97		100	101	104	
58,6	62,4	59,6	59,6	N.S.	56,1	60,9	63,1	± 1,8
100	107	102	102		100	109	112	± 3
87,3	96,4	88,4	88,9	N.S.	89,1	87,7	93,9	N.S.
100	110	101	102		100	98	105	
37,7	43,5	42,7	42,4	± 2,7	36,4	43,2	45,0	± 1,7
100	115	114	112	± 7	100	119	124	± 5

b) *Fumier*

Les effets du fumier ont été irréguliers et généralement faibles, cependant plus accusés en A_1, les doses appliquées étant plus fortes.

Le fumier n'a marqué significativement sur céréales qu'en 2e année, moins souvent en 3e année et une fois en 4e et 5e année sur les 1re et 3e coupes d'une luzerne-dactyle (C_1, 1958, et 59). Par contre, son action a été généralement nulle l'année d'application sur betterave et maïs, et les 5e ou 6e année sur la céréale suivant la culture de légumineuse. Enfin il faut constater quelques effets dépressifs significatifs en 1re année (C_1, 1961), 3e année (C_1 ,1952 et 57) et en 4e année (A_1, 1962).

Les interactions fumier-azote minéral ne pouvaient être mises en évidence qu'en C_1. Au cours de ces quinze années d'expérience, on ne note qu'une interaction significative négative (FN_2) sur orge en 1953, due vraisemblablement à la verse par excès d'azote. Si l'on ne considère que les tendances, on peut dire que l'effet du fumier est généralement moindre en présence d'azote minéral.

c) *Matières végétales vertes*

Trèfle violet.

Sur 7 essais de blé après trèfle (enfouissement de la dernière coupe) réalisés à Crouelle de 1937 à 1943, les rendements ont été du même ordre que ceux du blé après betteraves avec 60 à 80 kg/ha d'azote. L'addition d'un supplément de 20 kg d'azote n'a été significative qu'une fois en 1943.

Nous retrouvons ce résultat en C_1 (1954), où cependant 30 kg d'azote à la montaison ont donné un supplément significatif. En A_1 (1955) on a obtenu également un léger supplément significatif pour 20 kg d'azote.

Luzerne.

En C_1 (1960), l'action de l'azote a été plutôt dépressive sur blé après luzerne par suite de verse, tandis qu'en 1961 on ne constate qu'une tendance positive non significative sur les rendements en maïs du précédent luzerne comparé au précédent blé, même avec enfouissement de la dernière coupe, mais l'azote minéral lui-même n'avait eu aucune efficacité cette année-là.

Engrais verts dérobés.

Aucune action de la vesce n'a été constatée jusqu'ici en C_1 sur orge (1963) et betterave (1964). Mais la différence particulièrement considérable cette année (1965) entre le meilleur rendement (FN : 36,8) du champ d'essai A_1, et celui (51,0) de son entourage dans la même parcelle culturale de même assolement, semble être due aux cultures dérobées de vesce d'hiver qui y sont pratiquées après chaque céréale depuis 1962.

Verts de betteraves.

D'après des observations plus anciennes, on estimait que l'effet des feuilles et collets d'une récolte moyenne de betterave correspondait à celui de 50 à 60 kg d'azote. On a retrouvé cette action des verts de betterave sur blé en A_1 (1952) et C_1 (1965), mais elle a été nulle en C_1 (1956) sur maïs, comme d'ailleurs celle de la fumure minérale.

d) *Actions à long terme*

Toutes les actions positives ou négatives qui viennent d'être signalées sont à court et moyen terme.

Dans l'expérience A_1, à partir de 1960, à part l'année 1962 exceptionnellement favorable à la minéralisation, on assiste à une augmentation de l'efficacité de l'azote par épuisement à long terme des témoins, si l'on en juge par les basses valeurs de leurs rendements, cependant qu'en C_1, au contraire, les rendements restent élevés et l'efficacité des fumures faible ou nulle, quoique celle-ci semble réapparaître dans l'assolement I en 1965, 5 ans après la luzerne ; nous tenterons plus loin d'expliquer ces différences.

3° Interprétation

Les résultats des essais d'enfouissement de pailles effectués ces dernières années en France dans des sols variés (Demolon, 1952 ; Demolon et Burgevin, 1940 ; Radet et Allouc, 1953 ; Barbier et Boischot, 1954 ; Boischot, 1954 ; Drouineau, 1963) sont brièvement rappelés ci-dessous.

Les pailles peuvent provoquer des dépressions de rendements seulement en première année d'application ; ces dépressions se produisent d'autant plus que le sol est peu fertile, que les conditions météorologiques sont plus favorables, que l'application est plus rapprochée du semis (cultures d'hiver) et que l'utilisation de cette pratique est plus récente. L'effet dépressif peut être compensé par addition de 10 à 15 kg d'azote par tonne de paille (Sylvestre et Boischot, 1953).

Le plus souvent des effets résiduels sont observés en seconde année, on les explique par la restitution des éléments minéraux de la paille dont l'azote, auquel il faut ajouter l'azote retenu par les micro-organismes de décomposition.

Quant au fumier, il est généralement considéré comme une bonne fumure organique donnant son principal effet l'année d'application et des effets résiduels moins importants en 2e et parfois en 3e année ; on peut admettre que 25 p. 100 de son azote est utilisé en 1re année et 10 p. 100 l'année suivante.

Rappelons également en quelques mots les connaissances actuelles sur la décomposition des matières organiques dans le sol (Pochon et de Barjac, 1958 ; Jansson, 1958 ; Sylvestre, Boischot et Quillon, 1951 ; Sylvestre et Boischot, 1953 ; Simon, 1960 ; Chaminade, 1963). Lorsqu'on introduit une substance organique dans un sol, les micro-organismes brûlent assez rapidement une grande partie du carbone *en utilisant l'azote disponible* et laissent un résidu plus riche en azote, s'incorporant à l'humus stable, lequel minéralise lentement mais constamment ; les rapports C brûlé/C initial, C/N du résidu et l'azote finalement minéralisé dépendent de la nature de la matière organique initiale et des conditions de milieu.

C'est ainsi que la paille à rapport C/N élevé (> 50) en mobilisant une partie de l'azote disponible pendant sa décomposition, peut provoquer des baisses de rendements lorsque le sol est pauvre en azote, et par la suite restituer une partie de l'azote bloqué, d'où les arrière-actions.

L'incorporation à la paille d'excrétats animaux riches en azote et la fermentation dans le tas de fumier abaissent le rapport C/N (env. 20) d'où la perte de l'effet dépressif ; une partie de l'azote se trouve sous forme ammoniacale et d'acides aminés facile-

ment minéralisables d'où les actions positives dès l'année d'application, tandis que le reste de l'azote est fixé dans la matière noire du fumier plus lentement minéralisable, d'où les effets résiduels.

Enfin les matières végétales vertes à rapports C/N faibles (15 à 30) minéralisent rapidement non seulement sans consommer d'azote, mais au contraire en en fournissant une assez grande proportion, d'où leur action dans l'année sans arrière-action.

***

L'action des pailles et du fumier est sensiblement différente dans les sols argilo-calcaires de Limagne que dans la plupart des autres sols, dont les sols granitiques ; les pailles peuvent déprimer les rendements l'année d'application même au bout d'une dizaine d'années d'utilisation de cette pratique et ne produire aucune arrière-action sauf sur légumineuses, tandis que l'effet du fumier à dose normale ne se manifeste que les années suivantes assez faiblement et quelquefois même négativement.

Ceci est conforme à l'allure des courbes de minéralisation de ces matières organiques obtenues par incubation à l'étuve, montrant des absorptions d'azote plus considérables qu'en sols granitiques, surtout pour le fumier. Le blocage de l'azote des pailles et du fumier est encore confirmé dans nos études lysimétriques en sol nu, par l'absence de supplément d'exportation de nitrates par drainage dans les cases traitées par rapport à la case témoin (COLLIER, 1964).

Ce comportement particulier doit être lié aux causes de formations de l'humus calcique dont la matière organique de ces sols est bien pourvue, à savoir l'alternance de périodes d'aérobiose et d'anaérobiose et la présence d'un excès d'ions Ca, résultant des conditions de genèse (GACHON, 1963).

Quant aux arrière-actions favorables des pailles sur légumineuses, à notre connaissance de tels faits n'ont pas encore été signalés et restent à élucider.

Par contre, les matières végétales vertes se comportent normalement dans les sols argilo-calcaires, c'est-à-dire comme n'importe quel engrais azoté organique à décomposition rapide sans arrière-action, comme le montrent par ailleurs les courbes de minéralisation.

Les résidus d'azote organique non minéralisés à court et moyen termes sont incorporés dans l'humus stable du sol, pour être restitués à long terme suivant les conditions de l'équilibre humique.

C'est ainsi que l'absence d'apport d'azote minéral et organique dans les témoins de l'expérience A_1 semble déjà se manifester au bout d'une décennie.

Pourquoi n'a-t-il été rien observé de semblable en C_1 ? En réponse à cette question on peut proposer deux hypothèses ne s'excluant pas l'une l'autre :

1° une arrière-action de l'azote minéral, puisque dans l'expérience C_1 les témoins n'ont pas été permanents comme en A_1 ; nous y reviendrons plus loin.

2° une arrière-action de la luzerne ; cette hypothèse permettrait de comprendre la faible différence des effets des précédents blé et luzerne sur maïs (1961) indiquée ci-dessus, l'ensemble ayant été précédé par deux années de luzerne ; la nature de cette action à moyen terme dans ces sols serait intéressante à préciser.

La distinction des actions à différents termes par la nouvelle disposition de l'essai C_1, permettra à l'avenir de vérifier le bien fondé de ces hypothèses.

II. — AZOTE MINÉRAL

Anciennement des essais annuels de doses, de dates d'application et de forme avaient été entrepris à Crouelle, ainsi que de très nombreuses expériences alors classiques : N, NP, NPK, dans les différents terroirs de Limagne et de montagne (COLLIER, 1953).

Les engrais minéraux azotés seuls ou en combinaison avec des fumures organiques ont été aussi expérimentés dans les deux essais permanents de Crouelle A_1 et C_1 déjà décrits précédemment.

Enfin des essais de doses croissantes, de dates d'application et de densité de semis sur fond PK ont été effectués plus récemment en sols argilo-calcaires ou granitiques. Les dispositifs expérimentaux étaient des carrés latins ou des blocs de Fisher, avec 4 ou 5 répétitions des traitements. Les parcelles étaient très petites (4 à 6 m² pour les céréales, 30 à 40 m² pour les plantes sarclées), pour permettre de réaliser nous-même avec le maximum de soins toutes les opérations culturales à l'exception toutefois du labour.

Pour chacune des espèces expérimentées, on donnera l'ensemble des résultats obtenus, une bibliographie sommaire, et les conclusions qui en résultent.

1° *Betterave sucrière en Limagne argilo-calcaire*

D'après les premiers essais de la Station de 1937 à 1942, la fumure azotée au démariage avait été efficace 4 fois sur 6 années. Pour l'ensemble de ces 6 années la dose de 80 kg/ha jugée comme donnant l'optimum de rentabilité avait fait passer la moyenne des rendements de 39, 1 à 45,2 t/ha, soit 15 p. 100 d'augmentation. On n'avait aucune différence entre les applications avant labour, après labour et au démariage.

Des excédents plus faibles ont été obtenus dans les expériences permanentes (tabl. 2 et 3). En 1955, l'effet de 12 traitements d'azote différents par les doses, les dates et les fractionnements n'ont pas été significatifs. Une différence significative en faveur de l'épandage au démariage par rapport au semis a été observée en 1964.

Dans les essais du C. E. T. A. de Limagne (1953) et de la Sucrerie de Bourdon (1954), les différences des effets des dates d'application avaient été faibles, avec une tendance favorable pour les applications au semis.

***

D'après COÏC et TRUNKENBOLTZ (1957), la betterave sucrière a surtout besoin d'azote au début de son développement pour la croissance de ses feuilles puis de sa racine, mais dans la troisième partie de sa végétation l'absorption d'azote entrave au contraire la synthèse du sucre et favorise la formation d'azote nuisible à la cristallisation du saccharose. Pour ces auteurs, il faut donc fournir l'azote précocement et contrairement à ce qui est admis généralement, la fumure organique ou la fertilité du sol susceptible de fournir de l'azote tardivement, serait plutôt nuisible à la qualité technologique.

***

Conformément à ces données, sous le climat de la Limagne, le premier élément du rendement de la betterave et aussi de l'efficacité de l'azote est l'importance des pluies après le semis, devant assurer la levée et l'absorption de l'azote. Parmi les années d'expérience, 1938 et 1955 ont été les plus mauvaises avec des pluviométries en avril et mai respectivement de 3,0 et 43,6 et de 0,8 et 18,6, malgré des étés normalement humides, (juillet, août, respectivement 82,5 et 160,8), et correspondent aux deux années sur trois pour lesquelles l'efficacité de l'azote a été nulle ; tandis qu'au contraire les rendements et l'action de l'azote ont été normaux en 1937 et 1942 dans ces sols à nappe, malgré des étés secs (juillet + août respectivement 70,7 et 46,9) mais des débuts de printemps suffisamment humides.

Pour ces mêmes raisons l'application au semis paraît la meilleure formule de sécurité, assurant la présence de l'azote à proximité des racines à la germination dès les premières pluies, tandis que la plante peut ensuite trouver au cours de sa croissance l'azote qui lui est encore nécessaire, les nitrates étant entraînés en profondeur par les pluies de fin de printemps.

2° *Maïs-grain en Limagne argilo-calcaire*

Les résultats des expériences permanentes et de deux essais annuels ont été groupés (tabl. 4).

En C_1 (1956), 6 traitements de doses, de dates et de fractionnement, dont des injections d'azote en profondeur entre les deux floraisons, ont été essayés sans succès, tandis que l'azote des fumures organiques a eu un effet légèrement significatif.

On constate que l'azote ne s'est montré vraiment efficace qu'en A_1, c'est-à-dire dans notre seul essai où les témoins sans azote ont été maintenus au même emplacement depuis le début de l'expérience.

L'irrigation a rendu l'azote légèrement efficace à Marmillat. Il en a été de même dans les essais 1964 du S.P.I.E.A. dans le sud-ouest du Massif central.

Les essais de localisation NP de Saint-Gobain ou du C.E.T.A. de Limagne en sols argilo-calcaires, comme d'ailleurs en sols d'alluvions ou de varennes, montrent parfois un effet spectaculaire de l'azote au départ de la végétation, mais sans répercussion sur le rendement.

***

Les besoins du maïs en azote (Soubiès, Gadet et Lenain, 1956) correspondent, comme pour l'eau (Robelin, 1963), à la période de croissance rapide comprise entre une quinzaine de jours avant la floraison mâle et un mois avant la maturité, la première partie de cette période correspondant à la formation de l'épi femelle, étant particulièrement critique. Pour Routchenko (1964), la phase de croissance lente précédente, de la 3e à la 6e ou 7e feuille, serait déjà critique. A la fin de la végétation la nutrition azotée du grain se poursuit aux dépens des organes végétatifs.

D'autre part la densité de plantation étant fixée, l'azote comme l'eau ne peuvent agir que sur le nombre et le poids des épis, et contrairement au tallage des céréales, cette compensation peut être insuffisante si la densité est trop faible (Malterre, 1953;

TABLEAU 4

Essais annuels de fertilisation azotée du Maïs-grains

Situation de l'essai		Crouelle A_1						Crouelle C_1		Crouelle B_{10}		Marmillat			
												non irrigué		irrigué	
Années d'expérience		1959		1960		1963		1956	1961	1958		1959			
Variétés		Variétés non cataloguées				*INRA 258*		*W 255*	*INRA 258*	*INRA 244*		*INRA 258*		*INRA 258*	
Densité de plantation		75 000		60 000		60 000		50 000	85 000	60 000		50 000		50 000	
Rendements q/ha du T		75,5		53,0		75,0		51,8	56,7 et 62,1	62,5		39,4		75,7	
N kg/ha	60							N. S.	N. S.						
	80			67	0,84					6	0,08	N. S.		10	0,15
	100					27	0,27								
	120	35*	0,29*					N. S.	N. S.	7	0,06				

* Rendements p. 100 et par kg d'azote appliqué.

SOUBIÈS, 1954) ; ainsi la densité de peuplement est un facteur important de l'efficacité de l'azote particulièrement sur maïs.

***

Sous le climat de la Limagne, l'efficacité de l'azote comme les rendements du maïs, peuvent être compromis par la sécheresse, soit du début du mois de mai par réduction de la densité de peuplement par suite d'une levée défectueuse comme en 1956, soit plus souvent de l'été par limitation du nombre ou du poids des grains comme les années 1961, 1959 et même 1958. Dans les sols fertiles de Marmillat, en 1959, l'irrigation a conduit à une augmentation de rendement plus considérable que celle due à l'azote d'ailleurs provoquée par cette irrigation.

Par contre en A_1, où l'eau est rarement déficitaire à cause de la présence d'une nappe phréatique utilisable, les écarts importants de rendements entre les parcelles traitées et témoins obtenus en 1959, 1960 et 1963, semblent devoir être attribués à la perte de fertilité des témoins qui n'ont reçu d'azote sous aucune forme depuis 1950 ; nous y reviendrons.

TABLEAU 5

Essais annuels de fertilisation de la Pomme de terre

Situations de l'essai	Rendements p. 100 et par kg d'azote appliqué							
	Saint-Germain-l'Herm				La-Chapelle-Agnon			
Années d'expérience	1959		1960		1962		1963	
Variétés	*Krasava*		*Nova*		*Ker Pondy*		*Ker Pondy*	
Densités de plantation ...	60 000		60 000		65 000		90 000	
Rendem. t/ha du témoin .	27,5		33,4		26,2		12,0	
Doses optima N kg/ha 60	21	0,35	16	0,27				
Doses optima N kg/ha 100					N. S.		155	1,55

Enfin si la localisation de l'azote au semis favorise parfois le départ de la végétation, son inefficacité sur le rendement, tend à montrer que cette avance n'est pas indispensable si la nutrition azotée de la plante est par la suite convenablement assurée.

En résumé, sous réserve de faits nouveaux, l'eau paraît être davantage que l'azote le facteur limitant du rendement du maïs dans les sols de Limagne bien entretenus en azote organique et minéral ; cependant dans des sols appauvris la fumure azotée minérale peut être très efficace si l'approvisionnement en eau est suffisant.

3° *Pomme de terre en Limagne et en montagne*

De 1941 à 1948, la Station d'Agronomie avait organisé d'assez nombreux essais de fertilisation de la pomme de terre, en sols argilo-calcaires et détritiques de Limagne, sols basaltiques de la Chaîne des Puys et surtout sols granitiques du Livradois et de Combrailles, dans les *conditions d'exploitation traditionnelle* de ces régions.

En ce qui concerne l'azote, son efficacité avait été très variable suivant les variétés, l'état sanitaire des plants et les conditions météorologiques de l'année, mais elle était généralement significative même en présence de fumier. Pour des doses de 50 à 80 kg/ha d'azote appliquées le plus souvent à la plantation, la moyenne des rendements des 23 essais retenus comme valables était passée de 22,3 à 26,8 t/ha, soit 12 p. 100 d'augmentation. Des doses plus fortes de 100 à 160 ne s'étaient généralement pas montrées rentables. Enfin différents modes de localisation essayés la dernière année n'avaient pas été significatives. Les rendements et généralement l'efficacité de l'azote étaient décroissante des variétés *Ackersegen, Osbote* à *Bintje.*

Plus récemment quelques essais à doses croissantes sur fond fumier et PK ont été entrepris en sols granitiques du Livradois (tabl. 5).

Les essais d'époques d'application (depuis la plantation jusqu'à 10 j après le buttage) et de fractionnement n'ont pas donné de différences significatives entre les traitements, tout au plus une tendance positive en faveur des traitements précoces.

***

Comme pour la betterave, la pomme de terre doit trouver dans le sol dès le début de la végétation, l'azote nécessaire au développement de son système foliaire, la tubérisation s'effectuant ensuite aux dépens de celui-ci. Ce qui explique la tendance à la diminution de l'efficacité des applications tardives au buttage et au-delà ; par contre, une application trop précoce risquerait d'être mise en partie hors de portée des racines en montagne. Nos essais montrent que ce risque est faible à partir de la plantation, puisqu'on n'a pas constaté les effets de tels entraînements, même des années à forte pluviosité après la plantation comme en 1959, tandis que cette même année l'application de l'azote au buttage a été significativement moins efficace par suite probablement de la sécheresse à cette époque.

Les rendements relativement modestes et la faible efficacité de l'azote obtenus dans nos derniers essais doivent être liés à d'autres causes, dont la principale est la sécheresse à la période critique située par Azzi (1954) de la tubérisation à la floraison. Outre la variété et l'insuffisance de l'état sanitaire des plants, le mildiou non traité à temps peut devenir un facteur limitant important par printemps humides comme en 1959. La faible efficacité de l'azote peut aussi résulter de l'excellent état humique dans lequel ces sols sont entretenus depuis longtemps par deux apports de fumier et un trèfle par rotation de 4 ans ; il se peut aussi que les densités de plantation soient insuffisantes pour rentabiliser de plus fortes doses d'azotes, des essais dans ce sens seraient peut-être à entreprendre.

4° *Blé d'hiver en Limagne argilo-calcaire et en montagne cristalline*

Rappelons qu'à Crouelle sur 7 années consécutives, de 1937 à 1943, les doses de 60 et 80 kg/ha d'azote avaient fait passer la moyenne des rendements en grains du blé *Vilmorin 27* après betterave, de 30,4 à respectivement 41,2 et 43,2 kg/ha, soit des augmentations de 36 et 42 p. 100. Des résultats analogues étaient obtenus à Chappes, Pruns (P-de-D.) et Saulzet (Allier). Des essais de dates d'application et de formes d'azote entrepris simultanément, il résulte que de faibles différences étaient observées

d'une part entre l'azote appliqué au semis et au tallage, et d'autre part entre l'azote nitrique et ammoniacal, avec cependant une tendance favorable pour l'azote nitrique au semis.

Depuis 1950 de nouveaux essais de doses, de dates d'applications, de fractionnement de densités et d'ensemencement ont été repris à Crouelle dans les expériences permanentes A_1 et C_1 (tabl. 2 et 3), et annuelles (1958 à 1961) sur les variétés *Magdalena* et *Cappelle* ; nous nous bornerons à présenter l'essentiel des conclusions :

— l'efficacité de l'azote appliqué avant tallage a été très variable suivant les conditions météorologiques de l'année, la fertilité acquise du sol et les conditions de culture ;

— elle a été faible, nulle et même négative par suite de la verse après légumineuses ; après maïs et blé les maxima ont été obtenus avec des doses de 50 à 100 suivant les années, ces précédents ne semblent donc pas toujours plus favorables que la betterave, tout au moins dans les terres entretenues dans un bon état de fertilité ;

— elle a été nulle et même négative par suite de la verse pour les suppléments à 100, mais des variétés récentes telles que *Champlein* pourraient supporter davantage ;

— elle a été peu influencée par l'époque d'application dès avant le semis jusqu'au début du tallage, mais tend à décroître pour des époques plus tardives tandis que le grain s'enrichit en azote ;

— lorsque l'alimentation azotée est assurée avant tallage soit par un précédent légumineuse, soit par la première application d'azote (40 à 60) les applications tardives de 30 à la montaison ont eu des effets légèrement favorables (1954, 1960) ou dépressifs (1957), par suite de verse suivant les années ; les applications à l'épiaison sont toujours restées sans effet ;

— enfin, par suite de la compensation due au tallage, l'efficacité de l'azote a été peu influencée par les densités d'ensemencement de 50 à 180 kg/ha de semence lorsque le semis était effectué dans de bonnes conditions ; il n'a été constaté qu'une seule fois, pour la densité de 50, une dépression de rendement de l'ordre de 5 p. 100 par suite de la mauvaise structure du sol et de l'abondance des taupinières ; cependant il est admis que les fortes densités peuvent favoriser la verse, tandis que les faibles densités exigent une excellente préparation du sol ; 80 à 100 sont les densités actuellement adoptées.

En ce qui concerne les sols granitiques de montagnes, des quelques essais effectués à Ahun (Creuse) de 1956 à 1958, il a résulté que, contrairement aux sols argilo-calcaires, la fumure azotée (40 à 60) doit être appliquée le plus tard possible au début du tallage et que des suppléments de 30 à la montaison ont toujours été efficaces, tandis que les épandages plus tardifs restaient sans effet. Le C.E.T.A. du Vernet-la-Varenne a obtenu des résultats analogues en 1959-60 dans les sols granitiques du Livradois. On arrive donc finalement à des doses totales du même ordre de grandeur qu'en Limagne.

Les essais de doses croissantes et de fractionnement que le S.P.I.E.A. a commencé d'entreprendre en 1963-64 dans le Cantal, la Haute-Loire et l'Aveyron (Casalis, 1965) et en Creuse (non publié) ont conduit aux premiers résultats suivants : dans un sol

recevant normalement du fumier sur le précédent, la dose optimum serait de l'ordre de 80, pouvant être inférieure dans les sols particulièrement fertiles, et supérieure après un précédent sans fumier ; par contre, le fractionnement entre le tallage et la montaison n'a pas présenté d'avantage.

***

Depuis longtemps on sait que l'azote favorise le tallage et que par conséquent le blé doit en disposer suffisamment à cette phase de son développement.

Coïc, Coppenet et Helias (1950) ont montré que le développement du tallage augmente les besoins en azote de la plante à la montaison, c'est-à-dire à sa période de croissance rapide, et qu'en cas d'insuffisance d'azote dans le sol un apport à ce moment augmente le nombre de grains par épis par réduction de l'avortement des fleurs, et enrichit le grain en azote, d'où une amélioration de la qualité.

***

La différence de comportement de l'azote sur céréales en Limagne et en montagne s'explique aisément par celle du régime hydrique résultant davantage de la différence des climats que de celle des sols. Sous le climat sub-continental de Limagne, les sols cultivés drainent peu et conservent la majeure partie de leur azote, dont celui apporté par la fumure ; celle-ci peut donc être appliquée en une seule fois au semis et un apport supplémentaire à la montaison est rarement efficace.

Par contre, en montagne la réduction de l'évapotranspiration potentielle et l'augmentation de la pluviosité avec l'altitude, font que tous les sols drainent de l'automne au début du printemps, entraînant des quantités plus ou moins importantes d'azote ; dans ces conditions on comprend la nécessité d'appliquer la fumure azotée le plus tardivement possible avant le tallage et la possibilité d'efficacité d'une application supplémentaire à la montaison.

Cependant les essais du S.P.I.E.A. n'ont pas mis en évidence d'avantage en fractionnant des fumures de l'ordre de 80. On peut donc penser que les effets que nous avons obtenus par application à la montaison (30) étaient dus à l'insuffisance de la dose au tallage (50). En effet nos premières mesures lysimétriques en montagne montrent que si l'azote épandu à l'automne commence à drainer au bout de 1 à 3 mois, celui appliqué au début du printemps ne passe qu'à l'automne suivant, sauf peut-être les années à printemps exceptionnellement pluvieux.

5° *Orges en Limagne et montagne*

Les premiers essais de fumure azotée entrepris par la Station sur orge d'hiver Probstdorf à Crouelle en sol argilo-calcaire de Limagne (1938-43) ou sur orges de Brasserie au Ronzet en sol basaltique du Velay (1937-39) ont montré que l'efficacité de l'azote est vite limitée par la verse ; en effet ces anciennes variétés ne toléraient que des doses (20 à 30) produisant des excédents de rendement variant de 0 à 20 p. 100 suivant le milieu, les précédents culturaux et les années.

D'après les essais récents (1959-62) sur les nouvelles variétés d'orges de printemps, les conclusions ont été les mêmes que pour le blé. Cependant plus importante que

pour le blé est l'augmentation de la productivité, de la résistance à la verse et par conséquent de l'efficacité de l'azote de ces nouvelles variétés d'orge.

C'est ainsi qu'en Limagne comme en montagne, dans de bonnes conditions de culture avec des variétés telles que *Ponote, Piroline, Ariel, Rika* et *Cérès*, les rendements en grain ont été rarement inférieurs à 50 q/ha, et que ces orges peuvent supporter, suivant les variétés, des doses de 50 à 75 d'azote sans verser, permettant d'atteindre des rendements de 60 et même davantage.

On rejoint ainsi les doses optima résultant des essais entrepris par le S.P.I.E.A. : 70-75 (rapport 1960-63) ou la S.E.C.O.B.R.A.H. : 60 pour l'orge *Rika* (rapport 1962); comme pour le blé, le fractionnement n'a présenté aucun avantage.

6° *Trèfle et luzerne en Limagne argilo-calcaire*

Contrairement à la fumure organique, il n'a jamais été constaté d'effet positif ou négatif de l'azote sur ces légumineuses.

7° *Efficacité de la fumure azotée minérale*

Nous venons de voir que cette efficacité dépend des exigences de l'espèce cultivée et des conditions de milieu et d'exploitation.

L'efficacité de l'azote minéral est généralement moins grande et plus irrégulière pour les plantes sarclées que pour les céréales. C'est que le développement des premières a lieu pendant la saison chaude, plus favorable à la minéralisation de l'azote, mais aussi sujette à la sécheresse, facteur limitant l'efficacité. Les besoins d'azote minéral des plantes sarclées se manifestent donc surtout au départ de la végétation au printemps, tandis qu'elles sont plus sensibles aux actions à moyen et long terme.

Au contraire pour les céréales, leurs périodes critiques se situant à la fin de l'hiver (tallage) ou au début du printemps, l'efficacité de l'azote minéral est plus importante et plus régulière.

Pour toutes les espèces, l'efficacité de l'azote augmente avec les variétés à grands rendements.

Les variations de l'efficacité de l'azote d'une année à l'autre sont en relation avec les conditions climatiques qui agissent sur le développement de la plante et sur l'évolution et le dynamisme de l'azote dans le sol (COLLIER, 1964). C'est principalement pour éviter les pertes par drainage dues au climat qu'il convient d'appliquer l'azote le plus tard possible en montagne, tandis que cette précaution s'avère inutile et parfois désavantageuse en Limagne.

Pour un même climat les sols interviennent par leur capacité globale de rétention en eau réglant le drainage, le niveau de leur nappe phréatique (COLLIER, GACHON et ROBELIN, 1957), leur structure et leur constitution physico-chimique.

Pour un même milieu toutes les opérations culturales tendant à l'amélioration de la production favorisent généralement l'efficacité de l'azote. Le système de rotation des cultures, l'importance et la nature des fumures organiques peuvent jouer dans les deux sens selon qu'ils augmentent ou diminuent la capacité de minéralisation du sol. C'est ainsi que les pailles et le fumier paraissent réduire l'efficacité de l'azote davantage à long terme (action cumulée conférant la fertilité au sol) qu'à court et moyen terme,

tandis qu'au contraire, les engrais verts et les précédents légumineuses agissent à court et moyen terme.

Quant à la forme de l'azote minéral elle n'a pas d'importance dans les sols argilo-calcaires de Limagne où la nitrification est très rapide, même celle de l'urée ; le choix sera fixé par des considérations économiques ou la nécessité d'apport de soufre. Il n'en est pas même dans les sols granitiques où la nitrification est d'autant plus lente que le sol est acide, et l'apport de grosses quantités d'azote ammoniacal en l'absence d'excipient calcique peut avoir momentanément une action toxique.

8° *Arrière-action de l'azote minéral*

Il a été longtemps admis que contrairement au phosphore, au potassium et aussi à certaines formes d'azote organique, l'azote minéral ne présentait aucune arrière-action, l'excédent non absorbé par la culture étant supposé éliminé par drainage ou bloqué dans l'humus stable.

Des essais anciens nous avaient montré effectivement sur blé après betterave et sur orge après blé, l'absence d'arrière-action jusqu'à la dose 80 ; cependant pour le blé après betterave on avait des arrière-actions significatives pour les doses 120 et 160. Il s'agissait là vraisemblablement de reliquats d'azote non absorbés par les plantes et non drainés, n'ayant pu entrer que dans des combinaisons organiques labiles (COLLIER, 1964).

A notre connaissance aucun essai permanent n'a été disposé en France pour étudier les arrière-actions à long terme de l'azote minéral sur les *rendements des cultures* ; dans les expériences existantes il aurait fallu cesser toute application d'engrais durant une année. GUÉRILLOT et DUCET (1946) ont cherché à reconnaître l'enrichissement par le dosage de l'azote organique dans les parcelles de l'expérience de Grignon ; les résultats sont un peu décevants pour le nombre respectable d'années sans engrais. Par contre, CHABANNES, BARBIER et DRIARD (1964) par des dosages d'azote minéral au printemps ont mis en évidence l'effet de fumures minérales cumulées depuis une quinzaine d'années.

Sous réserve d'une vérification prochaine, nous avons formulé l'hypothèse de cette action de l'azote minéral, pour expliquer l'accroissement dans le temps de l'efficacité de la dose annuelle dans l'expérience A_1.

III. — BILANS D'AZOTE

La connaissance des bilans pour chaque élément chimique reste un guide pour la prévision à long terme des fumures, d'autant plus indispensable que la culture est plus intensive, et ceci est particulièrement vrai pour l'azote. Il s'agira ici de bilans à l'échelle de la parcelle culturale ; ils s'établissent par balance entre les importations et les exportations. Ces dernières résultent des récoltes et du drainage ; dans les deux cas elles sont le produit d'une teneur par les rendements pour les récoltes et les volumes d'eau pour le drainage.

1° *Variabilité de la teneur des récoltes*

L'extrême variabilité des teneurs en azote des récoltes (tabl. 6) est due à la nature de la plante (espèces et variétés), aux conditions de milieu et d'exploitation.

TABLEAU 6

Moyenne des teneurs en azote des récoltes des champs d'esssais exprimées en p. 100 de matière sèche

	Témoin				Avec fumure (1)			
	nombre analyses	min.	moy.	max.	nombre analyses	min.	moy.	max.
Betterave sucrière								
Racines . .	8	0,47	0,67	1,10	7	0,57	1,00	1,35
Verts	5	0,48	1,77	2,19	5	1,64	1,96	2,46
Pomme de terre								
Tubercules	5	1,32	1,60	1,92	4	1,41	1,61	1,69
Maïs-grains								
Grains . . .	4	1,28	1,49	1,69	4	1,41	1,61	1,69
Paille	4	0,48	0,69	1,05	4	0,63	0,76	0,95
Blé								
Grains . . .	68	1,54	1,90	2,52	68	1,54	1,79	2,62
Paille	65	0,26	0,37	0,64	65	0,24	0,41	0,80

	Témoin				Avec fumure (1)			
	nombre analyses	min.	moy.	max.	nombre analyses	min.	moy.	max.
Orge								
Grains . . .	23	1,52	1,83	2,73	23	1,43	1,91	2,45
Paille	20	0,30	0,42	0,83	20	0,31	0,49	0,86
Trèfle violet								
	6	1,68	2,32	3,13	6	1,62	2,17	3,15
Luzerne								
	11	2,67	3,16	3,58	11	2,88	3,30	3,88

(1) Il s'agit de l'ensemble de la fumure.

G. LEFÈVRE et G. HIROUX (1956) ont montré pour le blé l'importance de l'influence variétale pour une même parcelle la même année.

Une idée de l'influence de tous les facteurs liés à l'année (conditions météorologiques et techniques culturales) pour une même variété, un même type de sol (Crouelle A), un même précédant cultural et une même fumure nous est donnée par le tableau 7.

L'effet du sol a été plus difficile à mettre en évidence d'après les données dont nous disposions, car d'autres facteurs ont varié simultanément : l'espèce cultivée ou la variété, le climat, l'année et les conditions d'exploitation. Seuls les essais en cases de végétation permettent de se rendre compte de l'action de certains facteurs pour une même nature de sol superficiel : une terre noire très fertile (tabl. 8).

TABLEAU 7

Fluctuation de la teneur en azote des récoltes avec les années

Espèces	Précédents	Variétés	Périodes d'essais	N kg/ha	N % M. S. de la récolte					
					témoin			avec fumure		
					min.	moy.	max.	min.	moy.	max.
Bett. sucr.	Blé	*Bourdon*	1937-42	80	R. 0,48	0,54	0,66	0,54	0,63	0,83
Blé d'hiver	Betterave	*Vilmorin 27*	1937-43	60	G. 1,60 P. 0,27	1,79 0,33	1,94 0,42	1,57 0,30	1,86 0,37	2,03 0,43
Blé d'hiver	Trèfle	*Vilmorin 27*	1937-43	20	G. 1,79 P. 0,29	1,95 0,45	2,20 0,59	1,83 0,29	1,97 0,48	2,22 0,62

On voit que la teneur moyenne en azote des récoltes pour les cultures annuelles est liée à la profondeur du sol, que cette profondeur soit limitée par des gravillons, des limons-calcaires ou une nappe phréatique ; toutefois la plus faible teneur correspondant au niveau 0,60 m est probablement due à l'excès d'humidité. Quant à la luzerne elle est moins sensible à l'action de ces facteurs.

A priori la composition des récoltes peut être influencée par toutes les conditions d'exploitation : précédent cultural, préparations mécaniques et chimiques du sol, profondeur et densité du semis, soins divers d'entretien, lesquelles dépendent en partie des conditions météorologiques de l'année, en particulier pour la date de leur exécution.

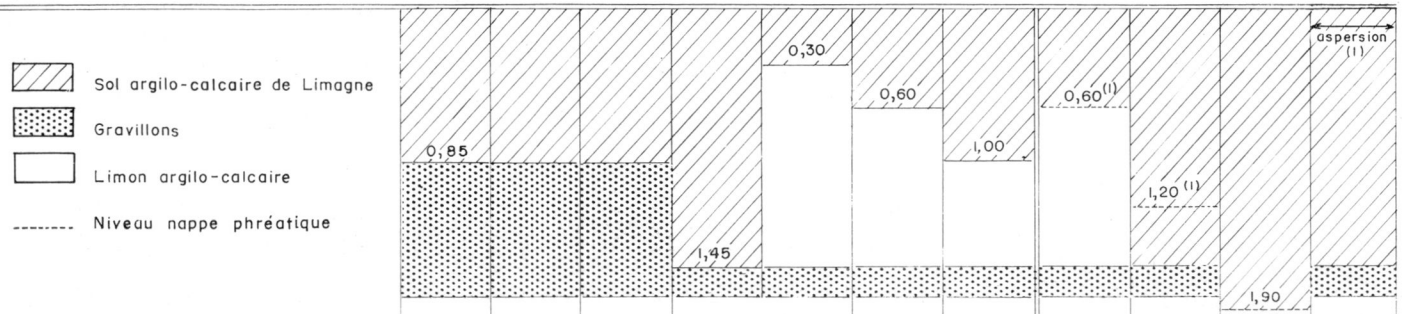
On a pu remarquer (tabl. 7) que le précédent trèfle élève d'une façon sensible la teneur en azote du blé par rapport au précédent betterave.

Cependant l'influence des fumures minérales et organiques (surtout paille et fumier) est plus faible ou nulle (tabl. 6, 7, 8 et 9) ; mais à en juger par les résultats obtenus en dernière année en A_1, leur action tend à s'accentuer à plus long terme.

Ainsi le taux d'azote des plantes cultivées est moins sensible à la fertilisation, tout au moins à terme relativement court, qu'à certains facteurs pédologiques et surtout aux conditions météorologiques. Sur ce dernier point nous rejoignons donc les conclusions de MAURICE et TROCMÉ (1965) ; ajoutons que les facteurs météorolo-

TABLEAU 8

Bilans de l'azote des cases de végétation de la Station d'Agronomie de Clermont-Ferrand pour la période 1952-60



Numéros des cases		7 (T) (2)	18 (R) (2)	5 (F) (2)	cases sèches 8-20	4-16	3-15	2-14	cases irriguées 12-24	1-23	1-13	10-23
Cultures annuelles (3) (1952-57)	Rendements des récoltes en q/ha de M. S.	460	505	481	670	603	657	707	768	889	929	928
	Moyennes N % M. S. des récoltes	1,22	1,18	1,22	1,35	1,08	1,16	1,22	1,00	1,26	1,50	1,34
	Exportation N des récoltes en kg/ha.	561	597	586	928	651	761	862	765	1 121	1 372	1 244
	Importation N des engrais organiques en kg/ha	0	336	270	270	270	270	270	270	270	270	270
	Bilans	— 561	— 261	— 316	— 658	— 381	— 491	— 592	— 495	— 851	— 1 102	— 974
Luzerne-dactyle (1958-60)	Rendements des récoltes en q/ha de M. S.	217	226	219	270	263	273	277	415	437	441	384
	Moyennes N % M. S. des récoltes	3,03	3,11	3,13	3,17	3,17	3,18	3,18	3,20	3,19	3,20	3,13
	Exportation N des récoltes en kg/ha	657	700	686	855	832	868	882	1 329	1 394	1 413	1 203
	Importations N en kg/ha : engrais minéraux	440	440	440	440	440	440	440	440	440	440	440
	Importations N en kg/ha : estimation fixation symbiotique	365	389	381	475	463	483	495	739	775	760	669
	Bilans	+ 148	+ 129	+ 135	+ 60	+ 71	+ 55	+ 53	— 150	— 179	— 213	— 94
Bilans globaux (1952-60)		— 413	— 132	— 181	— 588	— 310	— 436	— 539	— 645	— 1 030	— 1 315	— 1 068

(1) Régimes hydriques légèrement différents les premières années.
(2) Toutes les autres cases ont reçu du fumier comme la case 5.
(3) Carotte fourragère — Blé d'hiver — Orge d'hiver — Betterave sucrière — Orge de printemps — Maïs grain.

giques doivent intervenir aussi indirectement en influençant soit les dates de certaines opérations culturales comme le semis, soit les résultats obtenus pour certains travaux comme la structure du sol pour le labour.

2° *Rendements et drainage*

Les rendements dépendent de la capacité de production du milieu pédoclimatique et des conditions de son exploitation.

De même le drainage est lié à ces conditions de milieu et à la nature des cultures.

Les sols drainent moins sous les climats continentaux secs en hiver, que sous les climats marins ou méditerranéens humides en automne ou en hiver. Ainsi la plupart des sols de Limagne ne perdent pratiquement pas d'azote par drainage. Par contre, en climat de montagne, sous cultures non pérennes, les pertes d'azote peuvent atteindre jusqu'à 100 à 200 kg/ha par année pluvieuse.

TABLEAU 9

Bilans de l'azote des parcelles de l'expérience permanente de Crouelle A_1, pour la période 1951-64

	R	N	NP	NPK	FN	FNPK
Rendements des récoltes en q/ha de M. S. ...	1 518	1 913	1 097	1 937	2 003	2 044
Moyennes N % M. S. des récoltes	0,90	0,96	0,96	0,97	1,04	1,04
Exportations N des récoltes en kg/ha.....	1 370	1 830	1 827	1 882	2 081	2 114
Importations — engrais — organiques.....	0	0	0	0	1 890	1 620*
Importations — engrais — minéraux	0	785	785	785	705	865
Importations — estimation fixation symbiotique (trèfle).....	68	64	64	69	71	72
Importations — totaux	68	849	849	854	2 666	2 557
Bilans	— 1 302	— 981	— 978	— 1 028	+ 585	+ 443

* Les 5 premières années d'expériences ces parcelles n'ont pas reçu de fumure phospho-potassique, mais les résidus des récoltes.

Sous un même climat, les sols perdront d'autant moins d'azote par drainage que leur capacité de rétention globale en eau sera élevée, mais les exportations des récoltes augmenteront par suite de l'accroissement corrélatif de la capacité de production.

Enfin pour un même climat et un même sol, les pertes seront d'autant plus réduites que la culture couvrira le sol plus longtemps, augmentant l'évapotranspiration c'est ainsi que les pertes seront maximum par la jachère travaillée, et minimum sous une culture pérenne ; mais là encore l'exportation par les récoltes sera plus élevée

3° *Bilans*

Les tableaux 8 et 9 présentent les bilans réels des cases de végétation de la Station et de l'expérience permanente de Crouelle A_1.

Pour les cases 7, 18 et 5 qui ont même profil de sol, on constate que les résidus des récoltes (surtout pailles) et le fumier ont eu peu d'influence sur les exportations ; en conséquence le déficit s'en trouve sensiblement réduit.

Par contre, les exportations augmentent considérablement avec la capacité de production des sols, liée surtout aux disponibilités en eau, et par suite le déficit.

Étant donné la faible proportion de dactyle, la luzerne-dactyle peut être considérée comme une luzerne pure. Nous devons admettre une importation d'azote d'origine symbiotique. Cet azote atmosphérique est absorbé en proportions mal connues, qui dépendent des conditions de milieu. Il a été estimé à la moitié des exportations des récoltes majorée du dixième pour tenir compte des racines (DEMOLON, 1952). Par l'importance de son exportation on se rendra compte du rôle primordial que peut jouer une luzerne sur le bilan d'un assolement, pouvant accroître ou réduire le déficit, suivant la proportion d'azote atmosphérique absorbé.

Les pertes par drainage n'ont pu être évaluées exactement pour la totalité de cette période, les mesures lysimétriques n'ayant débuté qu'en 1954 et les analyses des eaux de drainage n'ayant pas été effectuées pour l'ensemble des cases. Cependant on peut estimer que l'ordre de grandeur maxima de ces pertes (cases 7, 18 et 5) ne dépasse pas 250 kg/ha.

L'expérience de Crouelle A_1 a été établie dans un sol argilo-calcaire à nappe où le drainage peut être considéré comme négligeable. L'azote minéral a entraîné un excédent d'exportation sur le témoin moindre que la quantité d'azote appliqué, mais le bilan reste déficitaire, tandis que le faible excédent supplémentaire dû à N organique laisse un bilan largement excédentaire. Dans cette terre riche en PK, la fumure phospho-potassique n'a aucunement élevé les rendements, mais dans une terre plus pauvre l'exportation aurait été accrue par ces fumures, comme d'ailleurs par toute autre technique culturale favorisant la production.

CONCLUSIONS

Dans un milieu donné chaque espèce cultivée a des besoins en azote qui lui sont propres, variables avec les différentes phases de sa végétation et d'une année à l'autre avec les conditions météorologiques. Si l'on considère que la variation du taux de minéralisation de l'azote dans le sol, sous la dépendance de ces mêmes facteurs météorologiques, n'est pas forcément synchronisée avec ces besoins de la plante, on aura une idée de la complexité du problème de la fumure azotée.

Globalement, on peut admettre que pour une année culturale donnée la fumure minérale complémentaire annuelle est égale à la différence entre les besoins de la plante augmentés des pertes par drainage, et les quantités minéralisées par le sol.

1° *Besoins de la plante*

Ces besoins varient avec la nature de l'espèce cultivée et même de la variété, la capacité de production du milieu et les conditions d'exploitation. Ces conditions étant données, c'est l'élément le plus facile à évaluer puisqu'on peut le considérer comme égal aux exportations des récoltes.

L'étude des exportations dans le temps a montré que les besoins maxima correspondaient aux périodes de croissance rapide, et les essais de dates d'application ont permis de fixer pour chaque type de milieu, celles qui sont statistiquement les plus favorables, et s'il y a lieu les modalités des fractionnements.

2° *Pertes par drainage*

Elles dépendent du climat, du sol et de la nature des cultures. On peut les déterminer directement par lysimétrie. Elles sont très variables avec les années et on est donc réduit à se baser sur une moyenne. On pourrait toutefois tenir compte du drainage d'automne et d'hiver avant le départ de la végétation, qui représente la fraction la plus importante du drainage annuel dans la majorité des climats tempérés.

Sous le climat sub-continental de la Limagne, les sols drainant peu ou pas, l'azote minéral peut être appliqué tôt et en une seule fois, tandis qu'en montagne où le drainage est considérable pendant la saison froide, il est prudent d'effectuer les applications le plus tard possible, et un fractionnement peut être nécessaire.

3° *Quantités minéralisées par le sol*

Il y a intérêt à distinguer la capacité de minéralisation du sol et sa réalisation au cours de l'année culturale.

La capacité de minéralisation dépend du milieu pédoclimatique et des conditions d'exploitation, notamment du système de culture, du degré d'intensification et des modalités de la fertilisation.

D'après la réaction des cultures aux différentes formes d'azote relatée dans cet exposé, ces formes peuvent être classées d'après leur terme d'action comme suit :

— Le *fumier*, bien que présentant une action plus ou moins importante à court et moyen terme, est bien la forme d'engrais d'action à long terme, assurant l'entretien de la « vieille graisse » azotée ; la *paille* se comporte de même dans les sols argilo-calcaires, mais se manifesterait à moins long terme dans les autres sols.

— Par contre, l'effet de toutes les *matières végétales vertes* a lieu surtout à court terme, comme les engrais d'origine animale à décomposition rapide, tel le sang désséché ;

— Les *engrais minéraux* peuvent agir directement à très court terme, mais pourraient avoir, comme d'ailleurs tous les précédents, une action à plus long terme par l'intermédiaire des racines dont ils favorisent aussi le développement.

— Enfin les *légumineuses* laissent des formes particulières d'azote se manifestant à court et moyen terme, semble-t-il.

Ces différentes actions interfèrent entre elles, par exemple l'efficacité de l'azote minéral sera très variable suivant l'action des formes organiques.

Il n'existe pas à notre connaissance de méthode de détermination de la capacité de minéralisation rendant compte de l'ensemble de ces faits.

La réalisation partielle de cette capacité de minéralisaation est variable avec les conditions météorologiques de l'année. Elle dépend des variations de température et d'humidité du sol, et on peut penser que les années les plus favorables sont celles où le rythme de la minéralisation a correspondu le mieux à celui des besoins de la plante.

La nature de la culture va donc aussi intervenir. Par exemple on comprend que les céréales présentant leur faim d'azote à un moment où la minéralisation est encore insuffisante réagiront plus efficacement et plus régulièrement aux actions à très court terme des engrais minéraux, que les plantes sarclées qui bénéficieront plus largement des actions à plus long terme.

Ainsi dans l'état actuel de nos connaissances, c'est ce troisième élément qui reste le plus indéterminé, et il faut bien reconnaître que seule l'expérience culturale dans chaque type de milieu et d'exploitation nous renseigne encore sur les doses et les modalités d'application de la fumure minérale complémentaire annuelle convenant à chaque variété culturale. Mais les résultats ainsi trouvés ne sont pas *immuables* dans le temps, puisqu'ils dépendent de l'évolution de l'état humique du sol, dont le sens sera donné par la tenue du bilan.

Les études à poursuivre pour préciser nos connaissances sur les modalités de cession de l'azote du sol aux plantes suivant les conditions de milieu et d'exploitation, restent donc encore considérables.

RÉSUMÉ

L'objet de cet exposé est une synthèse des résultats obtenus par la Station de Clermont-Ferrand depuis sa création (1936), par expérimentation de la fumure azotée organique et minérale sur cultures dans certains sols de l'Auvergne.

Dans le première partie l'auteur traite des effets à court (un an), moyen (durée d'une rotation) et long terme des pailles, fumier et engrais verts dans les sols argilo-calcaires de Limagne. Ils sont sensiblement différents de ceux généralement observés dans la plupart des autres sols, parmi lesquels les sols granitiques de montagne. La paille peut provoquer une dépression des rendements la première année, même au bout d'une dizaine d'années de cette pratique, puis ne produire aucune action à moyen terme sauf sur légumineuses. L'action du fumier à doses normales ne se manifeste que les années suivant l'application faiblement et même négativement, contrairement aux sols granitiques. Ce blocage de l'azote doit être lié aux conditions pédoclimatiques qui sont à l'origine de la présence de mull calcique dans ces sols. Quant aux engrais verts ils se comportent normalement comme les engrais organiques azotés à décomposition rapide sans arrière-action. Dans l'un des deux essais permanents un épuisement à plus long terme (10 ans) des témoins semble se manifester. Il serait masqué dans le second essai, soit par l'arrière-action de l'azote minéral, les témoins n'étant pas permanents, soit par la présence d'une luzerne ; les deux effets pouvant se cumuler.

La seconde partie a trait à la fumure azotée minérale complémentaire des principales espèces cultivées en sols argilo-calcaires de Limagne et en sols granitiques de montagne. Dans les deux milieux les plantes sarclées (Betterave à sucre et Maïs en Limagne, Pomme de terre en montagne), tirent mieux parti que les céréales, en particulier le maïs, des effets à moyen et long terme des fumures azotées, car elles végétent principalement dans la saisons chaude pendant laquelle la minéralisation est intense ; aussi les besoins d'un complément d'azote minéral se font sentir au printemps au départ de la végétation et le déficit d'eau est le principal facteur réglant l'intensité et la régularité de son efficacité.

Par contre, les céréales (Blé et Orge) présentant des périodes critiques à la fin de l'hiver (tallage) et au début du printemps (montaison) répondent mieux aux actions à très court terme (engrais minéraux) ; l'importance du drainage d'hiver sous le climat de montagne montre qu'on doit appliquer la fumure minérale le plus tard possible au début du tallage, mais généralement l'azote à la montaison n'est pas nécessaire si des quantités suffisantes ont été épandues au tallage.

Les teneurs en azote des plantes cultivées sont plus sensibles aux conditions pédoclimatiques qu'aux effets de la fertilisation tout au moins à court et moyen terme. Les pertes d'azote par drainage dépendent davantage du climat que du sol ; faibles ou nulles sous le climat sub-continental de la Limagne, elles deviennent considérables sous les climats de montagne. Les bilans d'azote sont rendus excédentaires par l'apport de l'azote organique, particulièrement dans les sols argilo-calcaires, la plus grande proportion n'étant consommée qu'à long terme ; ils sont rendus déficitaires par la présence d'une nappe phréatique utilisable ou l'irrigation par suite de l'augmentation des rendements.

La fumure azotée minérale complémentaire peut être considérée comme la différence entre les exportations par les récoltes et le drainage et la quantité d'azote minéralisé. Dans des conditions de milieu et d'exploitation données, le premier terme est relativement facile à évaluer. Par contre, le second terme dépend de la capacité de minéralisation du sol, qu'on ne sait pas encore évaluer, et de la réalisation de cette capacité, fonction des conditions météorologiques imprévisibles. Ainsi, c'est encore l'expérience culturale qui permet d'apprécier les modalités de cette fumure dans chaque type de milieu et d'exploitation.

SUMMARY

ON THE NITROGENOUS FERTILIZING OF ALTERNATING CROPS IN THE CLAY-CALCAREOUS SOILS OF LIMAGNE AND IN MOUNTAIN GRANITIC SOILS OF AUVERGNE

The aim of this report is a synthesis of the results obtained at the Clermont-Ferrand Station since its foundation (1936) from experiments with mineral and organic fertilizing on crops in certain soils of Auvergne.

In the first part, the author deals with the short (1 year), middle (one rotation) and long-term effects of straw, farmyard manure and green manure in clay-calcareous soils of Limagne. These effects vary perceptibly from those generally observed in most of the other soils — amongst which the mountain granitic soils. Straw may cause a decrease in the yields during the first year even after ten years of this practice and then have no middle-term effect but on legumes. The action of farmyard manure used in normal amounts reveals itself faintly and even negatively only during the years that follow the application, contrarily to granitic soils. This ineffectiveness of the nitrogen is probably related to the pedoclimatic conditions which have caused the appearance of calcic mull in the soils.

As regards the green manures, these usually behave as the fast decaying organic nitrogenous fertilizers with no post-effect. On one of the two permanent trials, there seems to be a long term exhaustion of the control (10 years). This could be marked in the second trial, either by the post-effect of the mineral nitrogen, as the standards are not permanent or by the presence of lucerne — the two effects may also add up.

The second part concerns the complementary mineral nitrogenous fertilizing of the main species grown on Limagne clay-calcareous soils and on mountain granitic soils. In both these media, the root crops (sugar beet and maize in Limagne, potato in the mountain). And particulary maize — make a better use of the middle and long-term effects of a nitrogenous fertilizing, as they mainly grow during the warm season, when the mineralization is intense ; therefore, a complementary mineral nitrogenous fertilizing is necessary in Spring, when the vegetation starts, and the water-deficit is the main factor which regulates the intensity and regularity of its efficacy.

On the other hand, cereals (Wheat and Barley) with critical periods at the end of winter (tillering) and beginning of Spring (shooting) show a better response to very short term actions (mineral fer) tilizers) ; the importance of the winter-draining, in a mountain climate, shows that the mineral fertilizer should be applied as late as possible at the beginning of the tillering, but that generally, it is not necessary to apply nitrogen at the time of the shooting, if sufficient amounts have been spread at the time of the tillering.

The nitrogen content of cultivated plants is more sensitive to the pedoclimatic conditions than to the effects of the fertilizing, at least of a short and middle-term fertilizing. The nitrogen losses through draining depend more on the climate than on the soil ; slight or inexistant under the subcontinental climate of Limagne, they considerably increase under mountain climates. The balance is rendered excessive by the application of organic nitrogen, particulary in clay-calcareous soils, the greater part being only used up after a long period. It is made deficient by the presence of an usable ground-water sheet or by irrigation, as a result of an increase in the yields.

The complementary mineral fertilizing may be regarded as the difference between the exportation by crops and draining and the amount of mineralized nitrogen. In given conditions of media and cultivation the first term is easily estimated. The second term, however, depends on the mineralization capacity of the soil which we are not yet able to estimate and on the realization of this capacity which depends on imprevisible meteorological conditions. Thus, once again it is the agricultural practice which allows to appraise the terms of this fertilizing in each type of medium and of cultivation.

ZUSAMMENFASSUNG

ZUM HEUTIGEN STAND DER STICKSTOFFDÜNGUNG VERSCHIEDENER, DER FRUCHTFOLGE UNTERWORFENER KULTUREN IN DEN TON-KALKBÖDEN DER LIMAGNE UND DEN GEBIRGSGRANITBÖDEN DER AUVERGNE

Zweck dieses Studiums ist die Synthese der durch die Station Clermont-Ferrand seit ihrer Gründung (1936) erzielten Resultate mit Versuchen organischer und mineralischer Stickstoffdüngung einiger landwirtschaftlicher Kulturen in gewissen Böden der Auvergne.

Im ersten Teil behandelt der Verfasser die kurz (ein Jahr), mittel (Dauer der Fruchtfolge) und langfristige Wirkung von Stroh, Stallmist und Gründünger in den Ton-Kalkböden der Limagne. Sie ist sehr verschieden von derjenigen, die man in den meisten Böden beobachtet, darunter die Gebirgs-Granitböden. Stroh kann eine Depression der Erträge im ersten Jahr verursachen, auch nach zehn Jahren noch, um jedoch keine mittelfristige Wirkung auf Leguminosen zu zeitigen. Die Wirkung normaler Stallmistgaben zeigt sich nur schwach oder gar negativ in den Jahren nach der Anwendung, im Gegensatz zu den Granitböden. Diese Blockierung des Stickstoffs ist an die pedoklimatischen Bedingungen gebunden, die die Ursache des Kalkmulls im Boden sind. Was die Gründüngung betrifft, so ist ihr Verhalten normal, wie auch dasjenige der organischen Stickstoffdünger mit rascher Zersetzung ohne Nachwirkung. In einem der Dauerversuche scheint sich eine langfristige Erschöpfung (10 Jahre) der Kontrollen zu zeitigen, die im zweiten Versuch durch die Nachwirkung des mineralischen Stickstoffs maskiert wird, da es keine Dauerkontrollen sind, oder auch durch das Vorhandensein von Luzerne ; die zwei Wirkungen können sich jedoch auch addieren.

Der zweite Teil betrifft die zusätzliche mineralische Stickstoffdüngung der landw. Kulturen in den Ton-Kalkböden der Limagne und in den Gebirgsgranitböden. In den beiden Bodenarten ziehen die Hackfrüchte (Zuckerrübe und Mais in der Limagne, Kartoffel in den Bergen) besseren Nutzen als die Getreide, insbesondere Mais, aus den mittel- und langfristigen Wirkungen der Stickstoffdüngungen, denn sie wachsen in der warmen Jahreszeit, wenn die Mineralisation intensiv vor sich geht ; darum wird eine zusätzliche Mineralstickstoffgabe im Frühjahr bei Beginn der Vegetation benötigt, und das Wasserdefizit ist der Hauptfaktor, der die Intensität und die Regelmässigkeit der Düngung bewirkt.

Getreide hingegen (Weizen und Gerste) durchlaufen gegen Ende des Winters (Bestockung) und bei Beginn des Frühjahrs (Schossen) kritische Perioden und antworten besser auf kurzfristige Wirkung (Mineraldünger) ; die Wichtigkeit der Winterdrainage unter Gebirgsklima zeigt, dass man die Mineraldüngung so spät als möglich anwenden sollte, bei Beginn der Bestockung, jedoch ist Stickstoff beim Schossen nicht notwendig, sofern beim Bestocken genügend gegeben wurde.

Der Stickstoffgehalt der landw. Kulturen wird mehr von den pedo-klimatischen Bedingungen als von den kurz-oder mittelfristigen Wirkung der Düngung beeinflusst. Stickstoffverluste durch Drainage werden mehr vom Klima als vom Boden bestimmt : schwach oder gleich null unter dem subkontinentalen Klima der Limagne nehmen sie unter Gebirgsklima gewaltig zu. Die Stickstoffbilanz wird durch Gaben organischen Stickstoffs übersschüssig, besonders in Ton-Kalkböden, da die Haupt-

masse nur auf lange Sicht verbraucht wird Bei. Vorhandensein nutzbaren Grundwassers oder bei Bewässerung wird sie defizitär infolge Zunahme der Erträge.

Die zusätzliche mineralische Stickstoffdüngung kann als Differenz zwischen Entzug durch Erträge und Drainage und der Menge mineralisierten Stickstoffs betrachtet werden. Unter gewissen Bedingungen eines Milieus und einer Behauung ist das erste Glied leicht zu bestimmen. Das zweite Glied hingegen hängt vom Mineralisierungsvermögen des Bodens ab, das man nicht schätzen kann, und der Verwirklichung dieses Vermögens, in Abhängigkeit meteorologischer unvorhersehbarer Bedingungen. So ist es immer noch die Erfahrung, die die Düngungsart für jeden Milieu- und Anbautyp zu wählen weiss.

РЕЗЮМЕ

Вопрос удобрения азотом севооборотных культур на карбонатных глинистых почвах Лимани и на горных гранитных почвах.

Д. КОЛЛЬЕ.

Предметом данной работы является синтез результатов полученных Агрономической Станцией в Клермон-Ферране со времени ее основания (1936), в опытах по удобрению культур органическим и минеральным азотом на некоторых почвах Оверни.

В первой части автор разсматривает краткосрочные (1 год), среднесрочные (в продолжении одного севооборота), и долгосрочные эффекты действия соломы, навоза и зеленых удобрений внесенных в карбонатные

глинистые почвы Лимани. Эффекты эти сильно отличаются от эффектов наблюдавшихся в большей части других почв, в частности в горных гранитических почвах. Солома может вызвать падение урожайности в первый-же год, даже в случае когда прием этот практиковался в течении 10-ти лет, и не вызывать никакого среднесрочного эффекта, за исключением действия на растения семейства бобовых. Дейстие нормальных доз навоза проявляется в первые-же годы по его внесении, но действие это слабо, или скорее отрицательно, в противуположность результатам полученным в гранитических почвах. Это закрепление азота должно находиться в связи с педо-климатическими условиями, которые являются главной причиной формирования в этих почвах насыщенного кальцием мулля. Что-же касается зеленых удобрений, то они оказывают нормальное действие, также как и органические, быстро и безо всякого последействия, разлагающиеся азотные удобрения. В одном из двух постоянных опытов проявляется более долгосрочное (10 лет) истощение контрольных участков. Оно маскируется во втором опыте, или последействием азота, при непостоянности контроля, или растительным покровом - люцерной. Но оба эти эффекта могут быть совместными.

Вторая часть относится к подкормкам минеральным азотом главных видов культур произростающих на карбонатных глинистых почвах Лимани и на горных гранитических почвах. На обеих этих почвах прополотые культуры (сахарная свекла и кукуруза в Лимани, картофель в горах) лучше чем злаковые и в частности кукуруза, используют среднесрочное и долгосрочное действие азотных удобрений, так-как их вегетационный период протекает в течении жаркого периода, когда минерализация наиболее интенсивна; поэтому их нужды в подкормке азотом чувствуются весной, когда начинается растительный процесс и когда водный деффицит является главным фактором, управляющим ее интенсивностью и регулирующим ее эффективность.

И напротив, в виду того что для злаков (пшеница и ячмень) критическими периодами являются конец зимы (кущение) и начало весны, растения эти более чувствительны к действию краткосрочному (минеральные удобрения); ввжная роль дренажа в горном климате указывает на то что минеральное удобрение должно быть внесено как можно позже, в начале фазы кущения и что более позднее внесение азота весной не представляет необходимости, в случае если достаточная подкормка была произведена в момент кущения.

Педоклиматические условия оказывают большее влияние на содержание азота в культивируемых растениях, чем эффекты краткосрочного и среднесрочного действия удобрений. Потери азота, вызванные дренажем больше зависят от климата, чем от почвы; в суб-континентальном климате Лимани потери эти незначительны, или их не бывает вовсе, в то время как в горном климате потери эти принимают весьма крупные размеры. Балланс азота склоняется в сторону переизбытка при внесении органического азота, особенно в карбонатных глинистых почвах, так-как большая часть этого азота расходуется только в долгий срок; балланс этот становится деффицитным из-за увеличения урожайности от присутствия грунтовых вод годных к употреблению, или после ирригации.

Подкормки минеральным азотом могут разсматриваться как разница между количествами вынесенного (урожай или дренаж) и минерализованного азота. Первую величину легко оценить в условиях данной среды и данных способов окультуривания. Вторая-же зависит от минерализационной способности почвы, оценивать которую мы еще не научились, и от реализации этой способности в зависимости от не поддающихся предвидению метеорологических условий. Поэтому, только при помощи опыта чередования различных культур, можно установить способы удобрения для каждого данного типа среды или хозяйства.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Azzi G., 1954. *Écologie agricole.* 90-92. J. B. Baillière, Paris.

Barbier G., Boischot P., 1954. Cinq années d'expériences sur la fumure à la paille. *C. R. Acad. Agric.*, **40**, 43-48.

Boischot P., 1954. Enfouissement direct des pailles. *Ann. agron.*, 910-912.

Casalis M. P., 1965. Fertilisation azotée (SPIEA). *Progr. Agric. Aveyron.*, déc-janv., 3-24.

Chabannes J., Barbier G., Driard J., 1964. Nouvelles observations sur la minéralisation de l'azote dans le sol au printemps. *C. R. Acad. Agric.*, **50**, 874-880.

Chaminade R., 1963. Influence de la paille à différents états de fermentation sur la fertilité d'un sol. *Ann. agron.*, **5**.

Coïc Y., Coppenet M., Helias M., 1950. Influence de l'époque d'apport des engrais azotés sur les composantes du rendement du blé. *C. R. Acad. Agric.*, **36**, 231-234.

Coïc Y., Trunkenboltz M., 1957. La nutrition et la fertilisation azotée de la Betterave sucrière. *C. R. Acad. Agric.*, **43**, 559-563.

Collier D., Gachon L., Robelin M., 1957. Cinquième année d'expérience en cases de végétation de la Station d'Agronomie du Massif central. Essais sur orge de printemps. *C. R. Acad. Agric.*, **43**, 664-670.

Collier D., 1956. Compte rendu des excursions du VIe Congrès international de la Science du Sol. *Bull. Ass. Fr. Ét. Sol.*, 610-618.

Collier D., Robelin M., 1959. Contribution à l'étude de la dynamique de l'eau et des substances chimiques dans les sols argilo-calcaires de Limagne. *Ann. agron.*, 415-453.

Collier D., 1956. Évolution et dynamisme de l'azote minéral dans les sols argilo-calcaires de Limagne. *C. R. Acad. Agric.*, **50**, 1231-1251.

DEMOLON A., BURGEVIN H., 1940. Sur l'enfouissement direct des paille de céréales dans le sol et ses répercussions. *Ann. agron.*, 357-365.

DEMOLON A., 1952. *La Dynamique du sol.*, 433-482. 5e Dunod, Paris.

DROUINEAU G., 1963. Fumures minérales et fumures organiques. *Rev. Un. Agric.*, 8-9. In : *Doc. Techn. Pot. Als.*, n° **6**, 1964.

GACHON L., 1963. *Contribution à l'étude du Quaternaire récent de la grande Limagne marno-calcaire : morphogenèse et pectogenèse.*, *Ann. agron.*, n° hors-série, 71-81.

GUÉRILLOT J., DUCET G., 1946. Expériences de longue durée sur l'épuisement du sol. *Ann. agron.*, 263-267.

JANSSON SVEN L., 1958. Tracer studies on nitrogen transformations in soil with special attention to mineralization-immobilization relationships. *Kungl. Lantbrukshögsholans annaler*, **24**, 101-361.

LEFÈVRE G., HIROUX G., 1956. Variabilité de la composition d'espèces de blé cultivées sur le même sol. *C. R. Acad. Agric.*, **42**, 115-117.

MALTERRE H., 1953. La fumure du Maïs-grain. *Bull. techn. Inform.Ingrs. Serv. agric.*, 583-592.

MAURICE J., TROCMÉ S., 1965. Sur la variabilité de la composition minérale des récoltes. *C. R. Acad. Agric.*, **51**, 351-356.

POCHON J., BARJAC H. de, 1958. Traité de microbiologie du sol., 250-264, Dunod, Paris.

RADET E., ALLOUC J., 1953. Action du fumier, de la paille et de la tourbe seuls ou associés à des fumures minérales sur la production végétale. *Ann. agron.*, 888-891.

ROBELIN M., 1963. Contribution à l'étude du comportement du Maïs-grain vis-à-vis de la sécheresse. 1-8. *Ass. Gén. Prod. Maïs.* Pau.

ROUTCHENKO W., 1964. Problèmes de la fertilisation azotée du Maïs dans le Sud-Ouest aquitain. *Bull. techn. Inform. Ingrs Serv. agric.*, 13-19.

SIMON Mme, G. 1960. L'enfouissement des pailles dans le sol, étude générale et répercussion sur la microflore du sol. *Ann. agron.*, 5-133 et 177-219.

SOUBIÈS L., 1954. La fumure du Maïs. *Agric.*, 17-23.

SOUBIÈS L., GADET R., LENAIN, 1956. Une difficulté particulière à la fertilisation azotee du maïs et le moyen d'y remédier. *C. R. Acad. Agric.*, **42**, 246-250.

SYLVESTRE G. Mlle, BOISCHOT P., QUILLOU P., 1951. Fixation de l'azote minéral par les micro-organismes décomposant les pailles de céréales dans le sol. *C. R. Acad. Sci.*, **232**, 436-438 et 2253-2255.

SYLVESTRE G. Mlle, BOISCHOT P., 1953. Fixation de l'azote minéral par les micro-organismes au cours de la décomposition des matières organiques du sol. *C. R. Acad. Sci.*, **237**, 95-97.

Ann. agron., 1966, **17** (3), 251-341.

CONTRIBUTION A L'ÉTUDE DE LA DYNAMIQUE DE L'ALUMINIUM DANS LES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE APPLICATION A LEUR MISE EN VALEUR (1)

C. JUSTE

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches agronomiques du Sud-Ouest, 33–Pont-de-la-Maye

DEUXIÈME PARTIE (2)

CHAPITRE I

DÉFINITION

La dynamique de l'aluminium peut se définir comme étant l'ensemble des processus à la suite desquels cet élément est extrait des édifices minéraux originels, généralement silicates phylliteux ou hydrates cristallisés, puis éventuellement exporté hors de la zone où cette extraction a eu lieu.

La première phase résulte de la décomposition ou altération des minéraux, altération qui se traduit en fait par une augmentation du degré de mobilité de Al^{+++}; on appellera donc cette phase : mobilisation de l'aluminium.

Les agents qui sont responsables de cette mobilisation peuvent être : soit des agents strictement chimiques (gaz carbonique, oxygène, acides minéraux, acides organiques de la série aliphatique ou de la série aromatique), dont l'intervention correspond à ce que nous appellerons : mobilisation chimique de l'aluminium, soit des agents biologiques tels que les micro-organismes et les végétaux, dont l'action directe sur les minéraux originels entraîne l'altération de ces derniers ; cette forme de décomposition des minéraux correspond à ce que nous appellerons : mobilisation biologique de l'aluminium.

(1) Ce travail a fait l'objet d'une thèse de Docteur-Ingénieur, soutenue le 5 décembre 1965 à la Faculté des Sciences de Nancy.

(2) La première partie a été publiée dans le numéro 2, 1966, des Annales agronomiques.

La mobilisation de l'aluminium n'est pas toujours suivie d'une mise en mouvement effective de cet élément ; quand cette mise en mouvement se produit, la répartition de Al^{+++} le long du profil est modifiée, aussi appellerons-nous cette deuxième phase : redistribution de l'aluminium.

Bien entendu, il n'entre pas dans le cadre de ce travail d'étudier en détail les mécanismes de la mobilisation et de la redistribution de l'aluminium dans les sols ; on essaiera simplement, dans le cas particulier de certains sols acides du Sud-Ouest atlantique, de préciser la nature et l'intensité des facteurs qui paraissent avoir une influence déterminante sur la dynamique de cet élément.

CHAPITRE II

MOBILISATION DE L'ALUMINIUM DANS LES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE

1. Mobilisation par voie chimique

La dégradation des minéraux originels sous l'influence des agents chimiques conduit, à la longue, à la rupture des liens associant entre eux les éléments constitutifs de ces minéraux, y compris l'aluminium qui occupe généralement, parmi ces éléments, la deuxième place après le silicium.

PEDRO (1964) a montré que cette extraction de Al^{+++} pouvait être obtenue même à partir des fragments de roche soumis simplement à l'action de l'eau. L'altération est beaucoup plus intense, donc plus facile à observer, quand on substitue des acides à l'eau ; un grand nombre de travaux, relatifs à l'étude de ce mode de destruction des silicates phylliteux et des conséquences qui en dérivent, ont été publiés : MUKHERJEE (1948), GASTUCHE (1953, 1957, 1960), HARWARD et COLEMAN (1954), TCHERNOV (1956), LAUDELOUT (1957, 1958), MASSART et LAUDELOUT (1959), COLEMAN (1961), CHAUSSIDON et VILAIN (1962), COOK et RICH (1963), ARVIEU et CHAUSSIDON (1964).

Parmi ces auteurs, beaucoup ont insisté sur la relative labilité des édifices silicatés en milieu acide, labilité telle qu'il est pratiquement impossible de préparer des argiles H^+, celles-ci se transformant rapidement en argiles Al^{+++}.

Il convient de souligner que, dans la majorité des travaux réalisés et surtout pour des raisons de commodité d'emploi, ce sont des acides minéraux qui ont été mis en œuvre, le plus fréquemment utilisé étant l'acide chlorhydrique à différentes normalités.

L'étude de l'influence des acides organiques sur l'altération des minéraux silicatés et des roches a fait l'objet d'un nombre plus restreint de travaux ; GASTUCHE (1957) a comparé l'action de l'acide chlorhydrique et de l'acide oxalique sur l'extraction, à 80°C, de l'aluminium d'une kaolinite ; dès les premières heures de l'attaque et bien que le pH de la solution chlorhydrique soit inférieur à celui de la solution oxalique, cette dernière extrait plus d'aluminium. PEDRO (1964) a montré que l'attaque acétique des roches se traduisait par une libération et une exportation massives de l'aluminium. COOK et RICH (1963) ont insisté sur le rôle joué par l'anion citrate dans l'élimination des ions hydroxy-aluminium plus ou moins condensés saturant les sites d'échange de minéraux micacés en voie de décomposition.

L'agressivité particulière des acides organiques est à relier à l'action complexante de l'anion organique vis-à-vis des éléments métalliques des silicates, action qui vient s'ajouter à celle des protons ; il en résulte que l'influence des acides organiques est

variable selon la nature de l'acide considéré : elle dépend avant tout de la valeur de la constante de stabilité des complexes formés entre le radical organique et l'aluminium. Il paraît donc hasardeux de généraliser le mode d'action de ces substances, tout au moins en ce qui concerne leur aptitude à extraire préférentiellement l'aluminium des minéraux originels.

Dans le cas particulier des sols acides du Sud-Ouest atlantique, on peut penser que les associations végétales actuelles ou révolues ont été assez puissantes pour que, dans cette région, la « géochimie organique » telle que la définit PEDRO ait pu largement supplanter la « géochimie minérale » ; dans ces conditions, l'étude de l'influence des produits de l'activité biologique et, parmi ceux-ci, celle des acides organiques hydrosolubles sur la mobilisation de l'aluminium des sols de cette région, ne saurait être négligée.

A. — IDENTIFICATION DES ACIDES ORGANIQUES CONTENUS DANS UNE LITIÈRE FORESTIÈRE

a) *Rappel bibliographique*

Relativement peu de travaux ont été consacrés à l'identification et à la détermination quantitative des acides organiques de la série aliphatique contenus dans les litières.

KAURICHEV (1963) a montré que, dans certaines litières de sapinières, le maximum d'accumulation des acides organiques hydrosolubles avait lieu au printemps : on trouve alors jusqu'à 60 mg d'acide oxalique par litre d'extrait aqueux, lequel contient également, en beaucoup moindre quantité, de l'acide citrique et de l'acide formique ; d'après ce même auteur, la teneur en acides organiques diminue au cours des mois d'été en raison de l'accroissement de l'activité microbienne durant cette période. NYKVIST (1963) a trouvé que, parmi les acides organiques isolés de la fraction soluble à l'eau des litières, les acides malique et citrique étaient prépondérants, vraisemblablement à cause de leur plus grande résistance à la décomposition microbienne. Cet auteur a par ailleurs mis en évidence que la stérilisation préalable des litières ne modifiait pas les résultats obtenus ; on peut en conclure que ces acides ne proviennent pas nécessairement de néosynthèses microbiennes mais qu'ils préexistent déjà dans les débris végétaux tombés au sol. Cette interprétation est d'ailleurs implicitement admise par MUIR et *al* (1964) lorsque ces auteurs attribuent à l'acide citrique que renferment les aiguilles de Pin sylvestre un rôle prépondérant dans le maintien en solution du fer des sols.

Tout dernièrement enfin, JACQUIN et BRUCKERT (1965) ont isolé et dosé dans des percolats de litières de chênes et de litières de pins cinq acides organiques de la série aliphatique (avec prédominance de l'acide succinique et de l'acide citrique) et deux acides de la série aromatique (acide vanillique et acide para-hydroxybenzoïque) : d'après ces auteurs, les litières fraîches contiennent beaucoup moins d'acides-phénols que d'acides aliphatiques, ce qui peut laisser supposer que ce sont surtout ces derniers qui interviennent dans l'altération des minéraux du sol.

Il n'est évidemment pas possible, dans le cadre de ce travail, d'effectuer la détermination systématique de tous les acides organiques susceptibles d'être rencontrés dans les différents types de litières de la région correspondant aux sols acides du Sud-

Ouest atlantique ; nous nous sommes contenté, simplement pour fixer les idées, d'effectuer cette détermination dans le cas d'une litière assez fréquemment rencontrée dans les Landes de Gascogne : il s'agit d'une litière épaisse (7-10 cm), formée en majorité de débris de Mousses, de pseudophylles de Pin maritime et d'Ericacées (*Calluna vulgaris, Erica cinerea*) ; ce type de formation caractérise les secteurs bien drainés de la lande, où elle recouvre généralement un horizon cendreux, reposant lui-même sur un alios peu induré.

TABLEAU 14

Acides organiques hydrosolubles contenus dans une litière de lande sèche

(Constitution : débris de Mousses, de pseudophylles de Pin maritime, de *Calluna vulgaris* et d'*Erica cinerea*). Litière prélevée au mois de janvier

	méq. en % de l'acidité organique	méq. en % de l'acidité totale	méq. en % de la litière séchée à l'air
Acides non volatils			
Shikimique	traces	traces	
Quinique	traces	traces	traces
Fumarique	0,42	0,06	
Succinique	4,97	0,76	0,022
Malonique	1,88	0,29	0,008
Oxalique	16,44	2,51	0,073
Malique	6,00	0,92	0,027
Citrique	9,11	1,39	0,040
Tartrique	4,19	0,64	0,018
Acides volatils			
Butyrique + propionique + acétique	25,49	3,89	0,113
Formique + pyruvique	31,48	4,81	0,140
	99,98	15,27	0,443

Acides totaux non salifiés	2,395
Acides totaux salifiés	0,520
Acidité totale	2,915
Acidité due aux acides organiques aliphatiques	0,445

b) *Technique utilisée*

— La litière a été prélevée au mois de janvier ; après séchage à l'air, elle a été broyée puis tamisée à 2 mm.

— Cent grammes du produit ainsi préparé sont mis en suspension dans 200 ml d'eau distillée. Cette suspension est chauffée à ébullition durant 15 minutes dans un appareil à reflux puis filtrée sur Büchner.

— La titration du filtrat, après passage de ce dernier sur Permolite, donne l'acidité totale correspondant aux fonctions acides libres.

— La galette solide qui est demeurée sur le Büchner est broyée dans de l'eau froide puis agitée pendant 3 heures en présence d'une résine Dowex 50. La suspension est à nouveau filtrée sur Büchner.

— La titration de ce nouveau filtrat, après passage sur Permolite, donne l'acidité correspondant aux fonctions acides salifiées.

— Les deux filtrats sont réunis ; les acides organiques qu'ils contiennent sont fixés par passage sur une résine Amberlite I.R.A.400, élués par $CO_3(NH_4)_2$, concentrés sous vide puis séparés par une chromatographie classique sur colonne de silice.

c) *Résultats obtenus* (tabl. 14)

L'acidité organique due aux acides aliphatiques hydrosolubles ne représente que 15 p. 100 de l'acidité totale ; 85 p. 100 de cette acidité totale sont donc attribuables aux acides minéraux, aux acides-phénols et aux composés fulviques qui passent en solution dans l'extrait aqueux.

Parmi les acides non volatils identifiés, l'acide oxalique se détache nettement, suivi par le citrique, le malique et le succinique. Il y a donc assez bon accord, tout au moins en ce qui concerne l'acide majoritaire, avec les résultats obtenus par KAURICHEV.

Les acides formique, pyruvique, butyrique, propionique et acétique constituent, dans des proportions non définies, l'essentiel de la fraction correspondant aux acides volatils de l'extrait aqueux. L'importance de cette fraction est à souligner car elle permet, entre autres, d'expliquer la variabilité prévisible des résultats obtenus en fonction de l'époque de prélèvement de la litière.

B. — Influence de quelques acides organiques sur la mobilisation de l'aluminium

Nous nous sommes surtout limités à l'étude du mode d'action de l'acide oxalique et de l'acide citrique, d'une part parce que ces acides ont été mis en évidence, à des concentrations notables, dans beaucoup de litières par différents auteurs et, d'autre part, parce que l'acide citrique arrive en tête des acides contenus dans des extraits aqueux de pseudophylles de *Pinus* (MUIR, 1964), lesquels sont très souvent les constituants principaux de la majorité des litières forestières du Sud-Ouest atlantique.

Chaque fois, nous avons comparé l'action solubilisatrice de ces deux acides vis-à-vis de l'aluminium à leur action solubilisatrice vis-à-vis du fer, de manière à essayer de préciser l'influence spécifique de l'acide organique sur la mobilisation préférentielle de Al^{+++} ou de Fe^{+++} et sur les conséquences pédogénétiques qui peuvent en dériver.

a) *Technique utilisée*

Un échantillon de 2 g de sol est introduit dans un tube de centrifugeuse de 100 ml. On ajoute 75 ml d'une solution normale d'acide citrique ou oxalique ; le pH de cette solution est préalablement ajusté à 3 par addition d'ammoniaque. La suspension est agitée 12 heures à l'agitateur rotatif ; on la laisse reposer durant 24 heures et on la centrifuge à 4 000 tours/minute pendant 5 minutes ; le surnageant est éliminé et

l'on détermine l'aluminium et le fer solubles dans les acides forts que renferme le culot de centrifugation. Le témoin est constitué par un poids identique de sol mis en suspension dans 75 ml d'eau distillée et soumis au même traitement. On peut donc connaître, par différence, les quantités de fer et d'aluminium extraites par les acides organiques. Avant la minéralisation au four, les couleurs des échantillons ainsi traités sont comparées à celles du code Munsell.

On a également comparé l'action à plus long terme d'un certain nombre d'acides (acide ascorbique, acide acétique, acide oxalique, acide citrique) sur l'extraction de Al^{+++} et de Fe^{+++} d'un échantillon de sol donné. Pour cela, 25 g de l'échantillon de sol ont été placés dans une fiole de 500 ml dans laquelle on a ajouté 150 ml d'une solution d'acide de normalité N/100 dont le pH a été ajusté à 3 par addition d'ammoniaque ; on a également ajouté quelques gouttes d'azide de sodium dans la suspension pour limiter l'activité microbienne. La fiole a été bouchée et laissée au repos durant 5 mois, à la température du laboratoire, la solution d'acide étant renouvelée tous les 15 jours. Au bout de 5 mois, on a éliminé le surnageant et l'on a dosé, après lavage à l'eau distillée, le fer et l'aluminium solubles dans les acides forts que contiennent les échantillons de sol ainsi traités ; dans ce cas-là également, le témoin est constitué par 25 g de sol qui sont demeurés en contact durant 5 mois avec 150 ml d'eau distillée ; les couleurs des différents échantillons traités de cette manière ont été comparées à celles du code Munsell. Dans toutes ces expériences, chaque traitement a comporté 3 répétitions.

b) *Types de sols étudiés*

— *Échantillon A* : il s'agit d'un sable de plage provenant de la région de Contis (Landes).

— *Échantillon B* : échantillon prélevé à 80 cm de profondeur dans une dune littorale (forêt domaniale de Lit-et-Mixe, Landes).

— *Échantillon C* : échantillon provenant de l'horizon profond (150 cm) d'un profil de la zone du flysch crétacé des Basses-Pyrénées (sol de touyas).

L'expérience de mobilisation de Al^{+++} et de Fe^{+++}, en un temps long (5 mois), a été réalisée avec le seul échantillon B.

c) *Résultats obtenus* (tabl. 15 et 16)

Comme l'on pouvait s'y attendre, c'est essentiellement la nature de l'acide organique mis en jeu qui conditionne la mobilisation de l'aluminium ou du fer.

L'expérience conduite pendant une durée de 5 mois indique que c'est surtout le fer qui est extrait, ce qui se traduit par une élévation du rapport Al^{+++}/Fe^{+++} des échantillons soumis à l'action des acides. Exception doit être faite cependant pour l'acide citrique qui mobilise un pourcentage de fer légèrement inférieur à celui de l'aluminium

L'action dissolvante des acides organiques diminue dans l'ordre : acide oxalique, acide ascorbique, acide citrique, acide acétique.

La mobilisation préférentielle du fer par rapport à l'aluminium est surtout importante pour l'acide oxalique (Al^{+++}/Fe^{+++} du sol traité = 1,03), suivi par l'acide

ascorbique (Al^{+++}/Fe^{+++} = 0,79) et par l'acide acétique (Al^{+++}/Fe^{+++} = 0,73). Le traitement par l'acide oxalique est particulièrement spectaculaire, le sol ayant subi l'action de cet acide étant à peu près totalement décoloré à la fin de l'expérience.

TABLEAU 15

Influence de l'acide citrique et de l'acide oxalique en solution normale (pH ajusté à 3) sur la mobilisation de l'aluminium et du fer de trois échantillons de sol (Période de contact : 12 heures)

	Témoin	Acide citrique N	Acide oxalique N
Échantillon A (sable littoral)			
Al^{+++} S.A. (1)	309	329	353
Fe^{+++} S.A. (1)	761	690	665
Al^{+++}/Fe^{+++}	0,40	0,47	0,53
dAl^{+++} S.A. (3)		0	0
dFe^{+++} S.A. (3)	9	9	13
Couleur (2)	10 YR — 7/4 brun très pâle	10 YR — 7/4 brun très pâle	10 YR — 8/1 blanc
Échantillon B (sable de dune)			
Al^{+++} S.A. (1)	520	519	432
Fe^{+++} S.A. (1)	773	783	573
Al^{+++}/Fe^{+++}	0,67	0,66	0,75
dAl^{+++} S.A. (3)		0	17
dFe^{+++} S.A. (3)		0	26
Couleur (2)	10 YR — 7/4 brun très pâle	10 YR — 7/3 brun très pâle	10 YR — 8/1 blanc
Échantillon C (sol du flysch)			
Al^{+++} S.A. (1)	92 870	91 200	84 000
Fe^{+++} S.A. (1)	90 000	85 350	73 670
Al^{+++}/Fe^{+++}	1,03	1,06	1,14
dAl^{+++} S.A. (3)		2	9
dFe^{+++} S.A. (3)		5	18
Couleur (2)	10 YR — 5/4 brun jaune	10 YR — 7/4 brun très pâle	10 YR — 7/3 brun très pâle

(1) Aluminium et fer solubles dans les acides forts (en mg/kg de sol séché à l'air). Moyenne de 3 répétitions.

(2) Couleur selon Munsell.

(3) Variation de la teneur en aluminium et en fer solubles dans les acides forts (en p. 100 par rapport à la teneur du témoin).

L'expérience conduite en un temps court (12 heures) fournit des résultats qualitativement identiques à ceux de l'expérience précédente. C'est l'acide oxalique qui se montre dans ce cas-là également le plus agressif, notamment vis-à-vis du fer, ce qui entraîne une décoloration très prononcée des échantillons à la fin de l'opération.

d) *Discussion des résultats*

La décoloration spectaculaire du sable de plage et du sable dunaire lorsque l'on soumet ces derniers à l'action de l'acide oxalique, et cela même pour des conditions de pH correspondant à une faible acidité, permet de supposer que la couleur initiale brun pâle de ces sables résulte de l'existence d'hydrates ferriques facilement altérables entourant les particules de quartz sous forme d'enduits de recouvrement ; dans ces conditions, on peut penser que certaines formations, à horizon A_2 très blanchi, qui se sont développées sur le plateau landais ne sont peut-être pas aussi anciennes que pourrait le laisser croire leur aspect très évolué ; les couvertures végétales qui se sont succédées sur ces sols sont, sans doute, à l'origine de la formation d'acides organiques parmi lesquels dominait peut-être l'acide oxalique. Ce point souligne l'importance du rôle joué indirectement par la végétation sur le mode d'évolution du substrat, la nature de cette végétation conditionnant celle des acides organiques libérés au cours de la décomposition des litières.

TABLEAU 16

Influence de la nature de l'acide organique (normalité N/100 pH ajusté à 3) sur la mobilisation du fer et de l'aluminium d'un échantillon de sol

Période de contact : 5 mois

Nature de l'acide	Al^{+++} S. A. (1)	Fe^{+++} S. A. (1)	$\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$	dAl^{+++} (2)	dFe^{+++} (2)	Couleur (3)
Témoin	586	865	0,67	/	/	10 YR — 7/4 brun très pâle
Ac. acét. (N/100) ...	610	830	0,73	0	4	10 YR — 7/4 brun très pâle
Ac. ascorb. (N/100) .	435	547	0,79	26	37	10 YR — 8/3 brun très pâle
Ac. citr. (N/100) ...	440	705	0,62	25	19	10 YR — 7/3 brun très pâle
Ac. oxal. (N/100) ...	349	338	1,03	41	61	10 YR — 8/1 blanc

(1) Aluminium et fer solubles dans les acides forts (en mg/kg de sol séché à l'air. Moyenne de trois répétitions).
(2) Variation de la teneur en fer et en aluminium (en p. 100 par rapport à la teneur du témoin).
(3) Couleur selon Munsell.

On peut remarquer que, pour des conditions de normalité et de pH identiques, l'acide ascorbique, qui est un réducteur puissant, mobilise cependant moins de fer que l'acide oxalique ; ceci confirme donc bien que la mobilisation du fer peut avoir lieu sans qu'interviennent nécessairement des processus de réduction.

Le fait que l'acide oxalique soit susceptible de mobiliser un pourcentage de Al^{+++} supérieur à celui mobilisé par l'acide citrique paraît en désaccord avec les résultats obtenus par JONES (1961), résultats qui montrent que l'acide citrique forme avec

l'aluminium des complexes plus stables que ceux formés entre l'acide oxalique et l'aluminium.

En définitive, un des points les plus importants établis par ces expériences est que si la mobilisation de l'aluminium et du fer des sols acides du Sud-Ouest atlantique était le seul fait de certains acides organiques aliphatiques hydrosolubles, ces derniers devraient provoquer une libération préférentielle de Fe^{+++}, phénomène qui est loin d'être toujours observé dans la nature.

e) *Conclusion*

Au cours de deux séries d'expériences menées l'une en un temps relativement long (5 mois) et l'autre en un temps court (12 jours), on a pu observer que la majorité des acides organiques testés mobilisaient proportionnellement plus de fer que d'aluminium, le plus réactif d'entre eux étant l'acide oxalique. Cette mobilisation du fer est suffisamment importante pour entraîner, dans certains cas, des modifications très sensibles de la couleur initiale des échantillons de sols, notamment dans le cas du sable de plage et du sable dunaire.

Cette agressivité variable des acides organiques en fonction de leur nature souligne l'importance de la litière et, en conséquence, celle du type d'association végétale dont dérive cette dernière, sur la plus ou moins grande différenciation apparente des horizons du substrat.

2. Mobilisation de l'aluminium par voie biologique

A. — Définition et rappels bibliographiques

Cette forme de mobilisation de l'aluminium peut être considérée comme résultant de la mise en œuvre de processus biologiques. Si l'on s'en tient à cette définition, on devrait assimiler la solubilisation de l'aluminium par les acides organiques à une mobilisation d'ordre biologique puisque ces acides ont été eux-mêmes élaborés à la suite de l'intervention de processus biologiques ; en fait, ces substances, qui sont issues en majorité de débris végétaux morts tombés au sol, peuvent exercer leur action destructrice vis-à-vis des édifices minéraux même en l'absence de tout phénomène vital : leur action correspond donc bien à un phénomène purement chimique qui justifie leur classement parmi les facteurs principaux de la mobilisation chimique de Al^{+++}.

La mobilisation biologique proprement dite se fait simultanément à la mise en œuvre de processus biologiques intervenant notamment au niveau des racines : elle ne se produit plus dès que ces processus cessent eux-mêmes de se manifester ; il est probable que cette forme de mobilisation de Al^{+++} correspond en définitive à un certain nombre de mécanismes chimiques liés à la manifestation de la vie, mécanismes encore ignorés pour la plupart mais qui sont suffisamment puissants pour détruire, dans des conditions normales de température et de pression, des édifices minéraux réputés très résistants aux agents chimiques conventionnels les plus agressifs. Comme illustration de ceci, on peut rappeler que la majeure partie des cendres de beaucoup de végétaux est représentée par le silicium, élément qui entre pourtant dans la cons-

titution de composés généralement peu solubles : d'après EVANS (1962, 1965) et d'après MANDL, GRAUER et NEUBERG (1962) l'adénosine triphosphate exsudé par les racines jouerait un rôle fondamental dans la dissolution et la recristallisation ultérieure des composés du silicium.

La remarquable puissance d'extraction des organismes végétaux vis-à-vis de beaucoup d'éléments minéraux a retenu l'attention de nombeux pédologues et géologues, qui ont été amenés à attribuer à l'action directe de la végétation un rôle essentiel dans la formation des sols (EHRART, 1955 ; KOVDA, 1956 ; REMEZOV, 1956 ; LOVERING, 1958 ; HARRIS, 1961 ; ZONN, 1963). Certains de ces concepts relatifs à une synthèse strictement biologique des sols peuvent donner lieu à des critiques ; cependant, il faut bien reconnaître que la masse des éléments minéraux pouvant être mobilisés par certains types de formations végétales exigerait, pour être mise en mouvement par le simple jeu des facteurs physico-chimiques de la géochimie (eau, CO_2, etc.) des périodes de temps incomparablement plus longues. La mobilisation par voie biologique peut donc supplanter la mobilisation par voie chimique, notamment dans les zones où le climat est favorable à l'installation de puissantes formations végétales.

C'est ainsi que, d'après KOVDA (1956), la végétation forestière actuelle du globe contiendrait de 10^8 à 10^9 tonnes de substances minérales, dont un pourcentage variable (10 à 50 p. 100) retournerait chaque année au sol ; d'après ce même auteur, un hectare de conifères extrait chaque année de 80 à 100 kg d'éléments minéraux, un hectare d'espèces à feuilles caduques de 400 à 600 kg, la quantité extraite atteignant de 1 000 à 2 000 kg/ha dans le cas de la végétation herbacée des steppes. MARCHENKO (1962) a calculé qu'un hectare de sapins de 200 ans représente 256 tonnes de matière sèche et 4 000 kg d'éléments minéraux. OVINGTON (1959) a estimé à 186 tonnes la matière sèche correspondant à un hectare de Pins sylvestres de 33 ans, la fraction minérale étant dans ce cas de l'ordre de 1 200 kg /ha environ. Bien entendu, dans ces bilans, on fait généralement intervenir la matière sèche et les substances minérales contenues dans les litières mais on ne tient cependant compte ni des éléments minéraux qui ont été solubilisés au niveau des racines sans avoir été nécessairement tous absorbés par le végétal, ni de ceux qui ont été entraînés par le lessivage : par exemple, KARPACHEVSKY (1963) a montré que les eaux de pluies qui traversent le couvert d'une forêt de sapins s'enrichissent en éléments minéraux au contact des feuilles et des troncs (enrichissement de l'ordre de quelques mg par litre) ; les substances qui reviennent ainsi au sol peuvent être soit reprises par la végétation, soit entraînées par lessivage hors de la portée des racines ; des exemples de cycle biologique rapide des éléments minéraux ont été donnés par d'autres auteurs, notamment par OVINGTON (1960) et plus récemment par MECKLENBURG (1964).

La puissance d'extraction des végétaux dépend évidemment des espèces considérées, lesquelles mobilisent préférentiellement, selon un déterminisme assez mal connu, telle ou telle substance minérale : LOVERING (1958) cite l'exemple de certaines forêts tropicales accumulatrices de silice qui peuvent, en 5 000 ans, extraire 4 000 t/ha de ce composé ; d'après CHAUDHRII (1964), *Suaeda fruticosa* est une espèce qui accumule suffisamment de sels minéraux pour que l'on puisse envisager, par son extension provoquée, le dessalage biologique de certaines zones désertiques de l'Est pakistanais actuellement complètement stérilisées par de fortes concentrations en sels ; WILDE (1959) a souligné l'aptitude de certaines espèces du genre *Pinus* (*Pinus resi-*

nosa et *Pinus banksiana*) à extraire les éléments nutritifs qui leur sont nécessaires à partir de micas, de feldspaths et de ferro-magnésiens; il est vraisemblable que les Pins maritimes, qui se développent remarquablement sur les sols squelettiques dunaires, possèdent également cette aptidude, la majorité de ces sols étant dépourvus d'éléments extractibles par les réactifs agronomiques usuels.

En ce qui concerne plus particulièrement l'aluminium, FABER en 1927, puis BERTRAND en 1931, ont montré que certaines familles de végétaux, en particulier les Théacées, étaient susceptibles d'accumuler de fortes quantités de cet élément ; un certain nombre de ces familles ont été systématiquement étudiées par CHENERY (1948-1955). Un cas spectaculaire d'accumulation d'aluminium dans un organisme végétal a été cité dès 1904 par SMITH : ce dernier a mis en effet en évidence la présence de fortes quantités de succinate d'aluminium cristallisé dans le tronc d'*Orites excelsa*. Plus récemment, HUMPHREYS (1964) a souligné l'importance des taux de Al^{+++} rencontrés chez certains *Pinus* poussant sur des sols acides de l'Est de l'Australie.

L'aptitude de certaines espèces à extraire et à accumuler Al^{+++} est donc un fait bien établi, qui a conduit quelques auteurs comme HARRIS (1961) à donner aux formes mobiles de l'aluminium des sols une origine essentiellement biologique : d'après HARRIS, la très grande richesse en Al^{+++} soluble des sols formés dans les sites marécageux de la Guyanne britannique trouverait son origine dans l'accumulation et la décomposition d'énormes masses végétales riches en aluminium. Cette aptitude à la mobilisation ou à l'accumulation de Al^{+++} n'est pas d'ailleurs limitée aux végétaux supérieurs, certaines bactéries et diatomées ayant la possibilité de scinder en aluminium et silice des minéraux aussi résistants que la kaolinite (HUTCHINSON, 1945; ANTIPOV-KARATAYEV, TSYURUPA, 1963).

B. — MOBILISATION DE L'ALUMINIUM PAR LA VÉGÉTATION DES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE

Dans le but de préciser le rôle joué par les végétaux caractérisant les sols acides du Sud-Ouest atlantique dans la mobilisation de l'aluminium du substrat, on a procédé à des déterminations systématiques de cet élément dans différentes espèces. On a également dosé le fer qu'elles contiennent de manière à pouvoir apprécier l'aptitude de la flore à mobiliser préférentiellement Fe^{+++} ou Al^{+++} en comparant les rapports $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ dans le végétal et $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ dans le substrat.

Les résultats obtenus pour un certain nombre de profils développés dans la zone sableuse des Landes ou sur le flysch crétacé des Basses-Pyrénées figurent dans le tableau 17. Les observations suivantes peuvent être faites :

a) *Rapports* $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ *dans les végétaux et dans le substrat*

D'une manière générale, on constate que les rapports $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ dans les végétaux sont presque toujours supérieurs à ceux caractérisant l'ensemble du profil. Ce fait est plus particulièrement net pour les sols squelettiques de dunes, sols pour lesquels

TABLEAU 17

Rapports Al^{+++}/Fe^{+++} dans les végétaux et dans les sols acides du S. O. Atlantique

Profil	Type de sol	Horizon	Sols			Végétaux			Végétation
			mg/kg (1)		$\frac{Al^{+++}S.A.}{Fe^{+++}S.A.}$	mg/kg (2)		$\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$	
			$Al^{+++}S.A.$	$Fe^{+++}S.A.$		Al^{+++}	Fe^{+++}		
1	Sol squelettique de dune	A_0/A_1	1 500	4 610	0,3	181	24	7,5	*Pinus pinaster* 20/25 ans, pseudophylles verts
		A_2	1 440	3 890	0,4	150	50	3,0	*Pinus pinaster* 20/25 ans, pseudophylles secs
		B	1 700	5 120	0,3	27	33	0,8	*Pteridium aquilinum* (3)
		C	1 760	3 950	0,4	18	38	0,5	*Ulex europeus* (1)
						30	40	0,8	*Sarothamuus scoparius* (3)
2	Sol squelettique de dune	A_0/A_1	520	1 220	0,4	138	13	10,6	*Pinus pinaster* 20/25 ans, pseudophylles verts
		A_2	300	1 240	0,2	246	29	8,5	*Pinus pinaster* 20/25 ans, pseudophylles secs
		B	590	1 530	0,4	344	149	2,3	Mousses
		C	440	1 270	0,4	53	42	1,3	*Pteridium aquilinum* (3)
						24	42	0,6	*Ulex europeus* (2)
3	Sol squelettique de dune	A_0/A_1	560	830	0,9	186	32	5,8	*Pinus pinaster* 15/20 ans, pseudophylles verts
		A_2	450	870	0,7	312	40	7,8	*Pinus pinaster* 15/20 ans, pseudophylles secs
		B	520	1 310	0,3	512	270	1,9	Mousses
		C	560	1 100	0,7	57	80	0,7	*Sarothamnus scoparius*
						84	66	1,3	
4	Podzol humoferrugineux (lande sèche)	A_0	1 060	840	1,3	236	29	8,1	*Pinus pinaster* 30 ans, pseudophylles verts
		A_1	720	380	1,9	218	40	5,5	*Pinus pinaster* 30 ans, pseudophylles secs
		A_2	0	120	0,0	513	198	2,6	Mousses
		B	3 200	890	3,6	84	47	1,8	*Calluna vulgaris* (3)
		C	1 260	530	2,4	62	36	1,7	*Erica cinerea* (2)

Al^{+++} S.A. = aluminium soluble dans les acides forts, Fe^{+++} S.A. = fer soluble dans les acides forts,
(1) = en mg par kg de terre fine séchée à l'air ;
(2) = en mg par kg de matière végétale séchée a 105°C

TABLEAU 17 *(suite n° 1)*

Profil	Type de sol	Horizon	Sols mg/kg (1) Al^{+++} S.A.	Sols mg/kg (1) Fe^{+++} S.A.	Sols $\frac{Al^{+++}\ S.A.}{Fe^{+++}\ S.A.}$	Végétaux mg/kg (2) Al^{+++}	Végétaux mg/kg (2) Fe^{+++}	Végétaux $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$	Végétation
5	Podzol humoferrugineux (lande sèche)	A_0	960	1 020	0,9	125	22	5,7	*Pinus pinaster* 25/30 ans pseudophylles verts
		A_2	0	360	0,0	259	29	8,9	*Pinus pinaster* 25/30 ans pseudophylles secs
		B	4 450	2 440	1,6	241	100	2,4	Mousses
						39	43	0,9	*Calluna vulgaris* (4)
						57	48	1,2	*Erica cinerea* (2)
						64	72	0,9	*Pteridium aquilinum* (2)
6	Podzol humoferrugineux (lande sèche)	A_0	1 120	1 140	1,0	171	48	3,6	*Pinus pinaster* 20 ans, pseudophylles verts
		A_2	1 010	1 140	0,9	408	158	2,6	Mousses
		B_1	3 260	2 400	1,4	54	44	1,2	*Erica cinerea* (4)
		B_2	4 540	1 820	2,5	67	52	1,3	*Calluna vulgaris* (2)
		C	3 710	1 810	2,1	51	64	0,8	*Pteridium aquilinum* (3)
7	Podzol humoferrugineux (lande humide)	A_0	380	770	0,5	135	60	2,3	*Pinus pinaster* 15/20 ans pseudophylles verts
		A_1	450	390	1,2	103	68	1,5	*Pinus pinaster* 15/20 ans pseudophylles secs
		A_2	380	430	0,9	87	64	1,4	*Erica scoparia* (4)
		B	3 456	850	4,1	51	74	0,7	*Molinia coerulea* (3)
8	Podzol humoferrugineux (lande sèche)	A_0	960	1 540	0,6	224	35	6,4	*Pinus pinaster* 30 ans, pseudophylles verts
		A_2	360	1 020	0,4				
		B′	750	1 810	0,4	72	45	1,6	*Erica cinerea* (2)
		B″	2 100	3 920	0,5	286	142	2,0	Mousses
		B‴	2 530	3 170	0,8				
		B⁗	2 440	1 220	1,8	92	60	1,5	*Calluna vulgaris* (4)

Al^{+++} S.A. = aluminium soluble dans les acides forts, Fe^{+++} S.A. = fer soluble dans les acides forts,
(1) = en mg par kg de terre fine séchée à l'air ;
(2) = en mg par kg de matière végétale séchée à 105°C.

TABLEAU 17 *(suite n° 2)*

Profil	Type de sol	Horizon	Sols			Végétaux			Végétation
			mg/kg (1)		$\frac{Al^{+++}\ S.A.}{Fe^{+++}\ S.A.}$	mg/kg (2)		$\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$	
			Al^{+++} S.A.	Fe^{+++} S.A.		Al^{+++}	Fe^{+++}		
9	Sol de touya mull acide flysch crét.	0-2	51 160	51 600	1,0	91	54	1,7	*Pteridium aquilinum* (4)
		2-20	62 080	60 060	1,1	440	126	3,5	*Erica cinerea* (2)
		20-50	67 400	63 880	1,1	4 070	1 980	2,1	Mousses
		50-150	73 000	87 980	0,8	320	242	1,3	*Festuca ovina* (2)

Al^{+++} S.A. = aluminium soluble dans les acides forts,
Fe^{+++} S.A. = fer soluble dans les acides forts,
(1) = en mg par kg de terre fine séchée à l'air;
(2) = en mg par kg de matière végétale séchée à 105°C.

le rapport $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ est toujours inférieur a 1, alors qu'il est très souvent largement supérieur à l'unité dans la végétation qui recouvre ces sols. Ce fait est d'autant plus remarquable que les sols dunaires sont dépourvus d'aluminium mobile. On peut donc dire que la végétation caractérisant ces sols paraît capable d'extraire plus facilement l'aluminium que le fer. Il en résulte que l'on pourrait prévoir un enrichissement relatif en Al^{+++} des horizons de surface si la mobilité de l'aluminium et du fer provenant des débris végétaux était la même.

b) *Concentrations en Al^{+++} et Fe^{+++} dans les différentes espèces végétales*

Sur le tableau 18 figurent les teneurs moyennes en Al^{+++} et Fe^{+++} rencontrées dans différents végétaux caractéristiques des Landes de Gascogne.

TABLEAU 18

Teneurs moyennes en aluminium et en fer de différents végétaux caractéristiques des sols sableux des landes de Gascogne

Végétaux	mg/kg de matière végétale séchée à 105°				$\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$
	Al^{+++}	Fe^{+++}	écart-type estimé (Al^{+++})	écart-type estimé (Fe^{+++})	
Pseudophylles verts (*Pinus pinaster*)	*193*	*37*	57	12	5,2
Pseudophylles secs (*Pinus pinaster*)	*207*	45	63	14	4,6
Écorce « Bark » (*Pinus pinaster*)	*225*	*30*	43	13	7,5
Mousses	*404*	*175*	116	63	2,3
Pteridium aquilinum	*48*	*58*	17	13	0,8
Calluna vulgaris	*67*	*44*	20	8	1,5
Erica cinerea	*57*	*45*	20	9	1,3
Erica scoparia	*142*	*74*	61	24	1,9
Molinia coerulea	*57*	*76*	6	15	0,8

C'est dans les Mousses que l'on rencontre les plus fortes teneurs en Al^{+++} et Fe^{+++} ; quoique assez bien établie, l'aptitude de ces végétaux à accumuler les éléments minéraux a cependant donné lieu à certaines controverses relatives à la nature des éléments accumulés. C'est ainsi que d'après POLYNOV [1] les Mousses concentrent fortement le fer, la silice, le calcium, le soufre et le phosphore mais assez peu l'aluminium ; par contre, MANAKOV (1962) affirme que les Mousses accumulent le calcium et la silice mais aussi, et en plus grande quantité, l'aluminium. Les résultats exposés dans le tableau 18 semblent confirmer les conclusions de Manakov, le rapport $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ étant

[1] Cité par KOVDA (1956).

de l'ordre de 2,3 et ceci même pour les Mousses provenant des sols squelettiques de dunes, où le rapport $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ est pourtant bien inférieur à l'unité.

La Molinie (*Molinia coerulea*), espèce caractérisant les zones à drainage déficitaire de la lande, contient généralement plus de fer que d'aluminium : ce fait peut s'expliquer soit par des exigences particulières de cette graminée, soit par l'existence de conditions d'hydromorphie qui favorisent la solubilisation du fer par réduction et par là même son absorption par le végétal.

Toutes les Ericacées et, parmi elles, plus particulièrement la grande Bruyère (*Erica scoparia*) sont plus riches en Al^{+++} qu'en Fe^{+++} ; ce fait n'est peut-être pas sans rapport avec l'action dégradante marquée qu'exerce sur les sols ce type de couverture végétale.

c) *Accumulation comparée du fer et de l'aluminium dans le Pin maritime* (Pinus pinaster)

Le tableau 18 indique que c'est dans les pseudophylles du Pin maritime que l'on rencontre les rapports $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ les plus élevés de tous les végétaux analysés. La même observation est valable pour l'écorce ou plus précisément le « *bark* » de cet arbre. Là encore, il n'est pas possible de relier ce rapport à celui existant dans les sols puisque des taux de Al^{+++} élevés se rencontrent aussi bien dans les pseudophylles ou le *bark* de pins poussant sur les dunes que chez ceux de pins poussant sur le plateau continental.

Compte tenu de l'importance des surfaces actuellement ou anciennement occupées par le Pin maritime dans les Landes, on a essayé de préciser un peu mieux l'aptitude ce cet arbre à accumuler Al^{+++} ou Fe^{+++} en procédant à des déterminations de ces éléments dans différentes parties de trois arbres voisins, âgés de 15 à 20 ans et provenant d'une pineraie de dune. Les résultats qui figurent dans le tableau 19 confirment

TABLEAU 19

Comparaison des teneurs en fer et en aluminium dans le Pin maritime et dans le substrat
(Sols squelettiques de dunes)

Arbre n°	Bois			Écorce			Pseudophylles verts			Substrat (hor. 0-60 cm)		
	mg/kg (1)			mg/kg (1)			mg/kg (1)			mg/kg (1)		
	Al^{+++}	Fe^{+++}	$\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$	Al^{+++}	Fe^{+++}	$\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$	Al^{+++}	Fe^{+++}	$\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$	Fe^{+++} S.A.	Al^{+++} S.A.	$\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$
I	10	10	1	346	27	12,8	278	32	8,7	760	270	0,4
II	6	23	0,4	316	27	11,8	192	35	5,5	690	265	0,4
III	7	15	0,5	496	27	18,4	303	47	6,5	670	306	0,4

Al^{+++} S.A. = aluminium soluble dans les acides forts.
Fe^{+++} S.A. = fer soluble dans les acides forts.
(1) = en mg/kg de matière végétale séchée à 105°C.

l'essentiel de ceux déjà obtenus, à savoir l'importance des taux de Al^{+++} et des rapports $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ dans les pseudophylles et dans l'écorce ; dans le bois, par contre, les taux de Al^{+++} et de Fe^{+++} sont très faibles, la valeur moyenne du rapport $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ se situant dans ce cas-là aux alentours de 1.

Les concentrations relativement élevées en Al^{+++} rencontrées dans les pseudophylles et dans le « *bark* » du Pin maritime signifient que cet élément joue peut-être un rôle dans le métabolisme de cette espèce ; cependant, les observations faites par HUMPHREYS et TRUMAN (1964) tendraient à prouver au contraire que les fortes concentrations en Al^{+++} peuvent s'avérer toxiques pour certains *Pinus* dont l'alimentation phosphatée n'est pas convenablement assurée.

Quoi qu'il en soit, le Pin maritime constitue, grâce à son aptitude à la mobilisation de l'aluminium et à l'importance des surfaces qu'il occupe ou a occupées, un facteur non négligeable dans la pédogenèse du Sud-Ouest atlantique.

d) *Conclusion*

Il apparaît que, d'une manière générale, la flore caractéristique des sols acides du Sud-Ouest atlantique extrait et concentre plus intensément l'aluminium que le fer. L'accumulation d'importantes masses végétales en voie de décomposition permet de se faire une idée un peu plus précise des conséquences que peut entraîner à long terme la seule action de la végétation : une accumulation de ce genre a été rencontrée dans une tourbière haute de 3 mètres d'épaisseur de la région d'Ogeu (Basses-Pyrénées). Les caractéristiques de cette formation figurent dans le tableau 20. On

TABLEAU 20

Caractéristiques analytiques de la tourbière haute d'Ogeu (Basses-Pyrénées)

Horizon (cm)	pH-eau	pH-KCl N	Mat. org. % t. fine séch. air	en ‰ de terre fine séchée à l'air				$\frac{Al^{+++}\text{ S.A.}}{Fe^{+++}\text{ S.A.}}$
				Carbone	Al^{+++} échang.	Al^{+++}S.A.	Fe^{+++}S.A.	
0-20	4,0	3,0	74	434	0,534	23,200	6,200	3,7
20-50	3,6	2,8	93	549	0,512	13,120	2,600	5,3
50-120	4,2	3,1	93	549	0,394	12,960	2,280	5,7

peut remarquer que, dans les horizons où la masse végétale représente 93 p. cent de l'échantillon, le rapport $\frac{Al^{+++}\text{ S.A.}}{Fe^{+++}\text{ S.A.}}$ est de l'ordre de 5,5 alors que ce rapport n'est que de 3,7 dans l'horizon de surface où la masse végétale en décomposition ne représente plus que 74 p. 100 de la masse totale. En outre, on peut également noter que ces rapports sont de 3 à 4 fois supérieurs à ceux qui caractérisent le profil T_2, profil situé pourtant à quelques mètres seulement de la tourbière. La prédominance de

l'aluminium sur le fer apparaît donc d'autant plus marquée que le sol est riche en matières organiques.

Ces faits d'observation semblent donc militer en faveur de l'hypothèse d'HARRIS (1961), qui, s'appuyant sur des observations comparables effectuées par lui dans des sols marécageux de la zone côtière de la Guyane britannique, attribue aux fortes concentrations en aluminium mobile de ces sols une origine strictement biologique.

C. — MOBILISATION DE L'ALUMINIUM PAR VOIE MICROBIENNE

Si le rôle direct ou indirect des micro-organismes dans la solubilisation des composés du fer et du manganèse a donné lieu à de nombreux travaux, parmi lesquels on peut citer ceux de BÉTRÉMIEUX (1951), MAIGNIEN (1958) et ARISTOVSKAYA (1963), il n'en a pas été de même pour l'aluminium, la mobilisation et la mise en mouvement de ce dernier passant généralement inaperçues en raison de l'absence de coloration des composés de ce métal.

En 1953 cependant, CHOUBERT, HÉNIN et BÉTRÉMIEUX ont remarqué, au cours d'expériences relatives à la mise au point d'une technique de purification des bauxites par voie biologique, que la fermentation en anaérobiose permettait, non seulement la solubilisation du fer constituant l'essentiel des impuretés de ces bauxites, mais aussi celle de l'aluminium lorsque le pH s'abaissait suffisamment : d'après ces auteurs, certaines accumulations de gibbsite à allure concrétionnée, que l'on rencontre au Surinam et en Guyane anglaise, proviendraient de la solubilisation antérieure de l'aluminium au cours de fermentations qui se seraient déroulées en milieu particulièrement acide.

Il paraît donc bien établi que les processus microbiens qui modifient localement le pH sont susceptibles de contribuer à la mobilisation de l'aluminium. Des variations saisonnières des taux d'aluminium mobile, en rapport avec la variation de l'intensité de ces processus microbiens, ont d'ailleurs été citées par KAC-KACAS (1963) et par PLUCKNETT (1963).

La nitrification ou l'ammonification font précisément partie des processus pouvant intervenir dans une modification du pH du sol ; cette forme de l'activité microbienne peut revêtir une certaine ampleur dans le cas de sols riches en matières organiques, où le rapport C/N est suffisamment faible pour entretenir une bonne activité des micro-organismes (DUCHAUFOUR, 1957). Les sols des touyas développés sur le flysch crétacé correspondent à ce type de sols, aussi a-t-on utilisé l'un d'entre eux pour mettre en place le dispositif expérimental suivant, destiné à préciser le rôle de la nitrification et de l'ammonification dans la mobilisation de l'aluminium.

— Trente petits pots en matière plastique à drainage naturel ont reçu chacun 1 kg de terre provenant de l'horizon de surface d'une lande à touyas (pH-eau = 5, 0, pH-KCl N = 3,9, Al^{+++} échangeable = 336 mg/kg, C = 27,5 p. 1000, N = 2,38 p. 1000, C/N = 11,6).

— Les pots ont été placés à température constante (25° C environ) durant 70 jours. La moitié d'entre eux ont été arrosés journellement à 60 p. 100 de la capacité de rétention en eau, de manière à permettre le déroulement normal de la minéralisation.

— A intervalles de temps définis (8, 15, 21, 30 et 70 jours), on a prélevé 3 pots de chacun des deux lots de terre (lot maintenu humide et lot non humidifié) ; sur la terre provenant de chaque pot, on a procédé aux déterminations suivantes : pH-eau, aluminium échangeable, azote nitrique et azote ammoniacal extractibles.

Les résultats obtenus (moyennes de 3 répétitions) sont représentés par la figure 6.

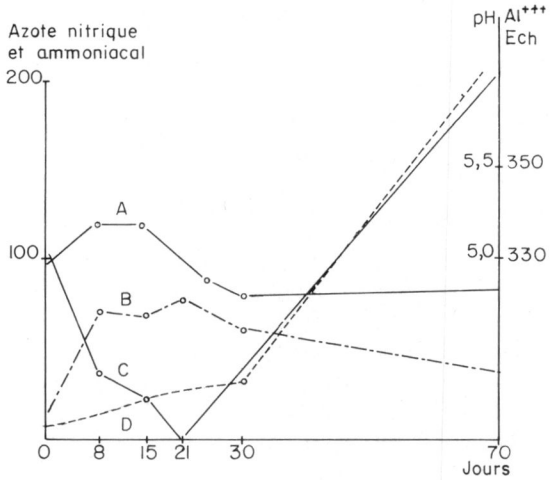


FIG. 6. — *Variation des taux d'aluminium échangeable et du pH-eau en fonction des taux d'azote nitrique et d'azote ammoniacal produits au cours de la minéralisation de la matière organique d'un sol de touyas*

A : pH-eau ;
B : taux d'azote ammoniacal (en mg/kg de terre) ;
C : taux d'aluminium échangeable (en mg/kg de terre) ;
D : taux d'azote nitrique (en mg/kg de terre).

Dans les pots témoins non humidifiés, le pH, le taux d'azote minéral et le taux d'aluminium échangeable ne varient pratiquement pas au cours des 70 jours : Al^{+++} échangeable = 336 mg/kg, pH-eau = 5,0, azote nitrique = 8 mg/kg, azote ammoniacal = 15 mg/kg.

Dans les pots dont l'humidité est maintenue à 60 p. 100 de la valeur correspondant à la capacité de rétention, l'ammonification démarre beaucoup plus rapidement que la nitrification ; elle s'accompagne d'un gain de 2/10 d'unité pH et d'une chute du taux d'aluminium échangeable, lequel passe par un minimum au bout de 21 jours (diminution de l'ordre de 13 p. 100 par rapport au témoin non humidifié). A partir du trentième jour environ, la nitrification s'intensifie de sorte que, dans les pots prélevés le soixante-dixième jour, elle a largement supplanté l'ammonification ; cette inversion du phénomène s'accompagne d'une chute du pH de l'ordre de 2/10 d'unité et d'une augmentation du taux d'aluminium échangeable de 12 p. 100 environ par rapport au témoin non humidifié.

La prédominance des processus d'ammonification ou des processus de nitrification dans ce type de sol dépourvu de bases entraîne donc une légère modification du pH-eau et une variation beaucoup plus sensible du taux d'aluminium échangeable puisque celui-ci peut passer de 290 mg-kg à 370 mg/kg selon que l'un ou l'autre des deux phénomènes domine.

Il est vraisemblable que la mesure du pH de la suspension de terre effectuée selon la technique conventionnelle ne permet pas de saisir les variations locales résultant de l'accumulation, en un point donné du sol, de l'acide nitrique ou de l'ammoniaque produits au cours de la nitrification et de l'ammonification ; ces accumulations sont cependant suffisamment importantes pour entraîner nomentanément la solubilisation ou la précipitation d'une partie des hydrates d'aluminium du milieu.

Ces résultats permettent donc de souligner l'importance des processus de minéralisation de l'azote dans la mobilisation de l'aluminium des sols acides. Cette forme de mobilisation biologique ne saurait être négligée, surtout dans les sols à C/N suffisamment faible pour que l'on puisse escompter une minéralisation assez intense.

D. — Conclusion

Les résultats obtenus tendent à prouver que le couvert végétal caractérisant les sols acides du Sud-Ouest atlantique extrait et concentre en plus grande quantité l'aluminium que le fer et ceci quelle que soit l'importance relative de ces deux éléments dans le substrat. Ce fait est plus particulièrement net pour le Pin maritime dont l'aptitude à mobiliser l'aluminium se manifeste d'une manière très marquée, même dans les sols squelettiques dunaires dépourvus de Al^{+++} mobile.

Dans le cas particulier des sols formés sur le flysch crétacé des Basses-Pyrénées (sols de touyas), la mobilisation de l'aluminium au cours des processus de nitrification a pu facilement être mise en évidence en raison de l'intensité que peut revêtir ce phénomène, même au cours de périodes de temps relativement courtes.

L'intervention directe de la végétation et des micro-organismes paraît donc jouer un rôle très important dans l'altération des minéraux originels de ces sols et, par conséquent, dans la genèse des formes mobiles de l'aluminium. On peut donc se demander si, dans le cas particulier de cet élément et de ces sols, l'intervention des processus biologiques n'est pas susceptible de prendre le pas sur celle des facteurs purement physico-chimiques de l'altération.

CHAPITRE III

REDISTRIBUTION DE L'ALUMINIUM DANS LES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE

On essaiera dans ce chapitre, de préciser la nature et l'intensité des processus qui provoquent le déplacement effectif de l'aluminium hors de la zone où la phase de mobilisation de ce métal a eu lieu.

1. Distribution de l'aluminium soluble dans les acides forts et de l'aluminium échangeable dans quelques profils caractéristiques des sols acides du Sud-Ouest atlantique

Les commentaires relatifs à la distribution de Al^{+++} ont été faits dans les chapitres I et II de la première partie. On peut les résumer comme suit :

A. — Sols sableux des Landes de Gascogne

a) *Sols squelettiques de dunes*

La distribution de l'aluminium soluble dans les acides forts est homogène tout le long du profil ; l'aluminium échangeable n'existe qu'à l'état de traces.

b) *Sols formés en lande sèche*

L'accumulation de l'aluminium soluble dans les acides est très marquée dans les horizons illuviaux, surtout dans les B_1 (alios), horizons où l'on rencontre également les taux les plus importants d'aluminium échangeable.

c) *Sols formés en lande humide*

Les taux les plus importants d'aluminium soluble dans les acides sont rencontrés dans les horizons de surface, notamment dans le A_1. La différence avec la lande sèche s'accentue encore en ce qui concerne l'aluminium échangeable, le taux de ce dernier diminuant rapidement en profondeur dans les profils situés en lande humide.

B. — Sols de touyas

a) *Sols du flysch*

Les teneurs en Al^{+++} soluble dans les acides forts sont très variables avec la profondeur. Dans certains cas cependant, on peut observer une accumulation de cet élément dans les horizons de surface. En tout état de cause, les taux d'aluminium soluble dans les acides ne paraissent pas liés aux teneurs en argile.

Les taux d'aluminium échangeable sont également très variables avec la profondeur et ne sont pas, eux non plus, liés aux teneurs en argile. On note quelquefois une augmentation brusque de ce taux à une certaine profondeur (entre 50 et 70 cm en général).

b) *Sols des terrasses moyennes et supérieures du Quaternaire ancien*

La teneur en Al_2O_3 S.A. est relativement homogène sur l'ensemble du profil, avec cependant une légère tendance à l'augmentation en profondeur. Les taux d'aluminium échangeable, contrairement aux sols du flysch, décroissent régulièrement et très sensiblement quand la profondeur augmente.

C. — Conclusion

Dans les sols sableux des Landes de Gascogne, la répartition de l'aluminium soluble dans les acides forts, ainsi que celle de l'aluminium échangeable, sont étroitement liées aux conditions de drainage du milieu ; en particulier, l'abondance de l'aluminium échangeable dans les horizons de surface des profils développés en lande humide peut poser des problèmes lors de la remise en valeur de ces sols, remise en valeur qui porte en priorité sur les zones correspondant précisément à la lande humide.

La répartition homogène de Al^{+++} soluble dans les acides forts dans les sols squelettiques de dunes et sa répartition hétérogène dans les profils développés sur le plateau continental confirment l'énorme différence qui sépare les degrés d'évolution de ces formations. Une remarque analogue pourrait être faite en ce qui concerne les sols de touyas ; cependant, il convient de rappeler que, pour ces derniers, une texture totalement différente de celle caractérisant les sols sableux des Landes a freiné la redistribution des éléments, ce qui confère à ces profils un aspect peu évolué.

2. Comparaison entre la distribution du fer et celle de l'aluminium dans quelques profils caractéristiques des sols acides du Sud-Ouest atlantique

C'est la comparaison des taux de fer libre des différents horizons d'un profil qui sert généralement à apprécier le degré de lessivage d'un sol soumis à une pluviosité abondante, comme c'est le cas pour les sols acides du Sud-Ouest atlantique. La

détermination du rapport $\frac{Al_2O_3\ S.A.}{Fe_2O_3\ S.A.}$ [1] dans les différents horizons d'un profil donné, ainsi que celle des indices d'entraînement respectifs de ces deux éléments, permettent de comparer leur mobilité et de préciser dans quelle mesure les processus qui conduisent à la mise en mouvement de Fe_2O_3 sont identiques ou non à ceux qui régissent les déplacements de Al_2O_3.

Ces déterminations ont été effectuées systématiquement pour un certain nombre de profils de sols sableux ou de sols de touyas (tabl. 21). Elles appellent les commentaires suivants :

A. — Sols sableux des Landes de Gascogne

Les rapports $\frac{Al_2O_3\ S.A.}{Fe_2O_3\ S.A.}$ dans les sols squelettiques sont toujours inférieurs à l'unité ; les sols de dunes sont donc plus riches en fer qu'en aluminium : c'est vraisemblablement à la prédominance des composés du fer que l'on doit la teinte jaunâtre qui caractérise les formations littorales (Juste et Dutil, 1965).

Les rapports $\frac{Al_2O_3\ S.A.}{Fe_2O_3\ S.A.}$ sont très souvent supérieurs à l'unité dans les sols développés sur le plateau continental. Si l'on admet que la roche-mère sur laquelle se sont développés ces sols était à l'origine, comme les sables littoraux actuels, beaucoup plus riche en fer qu'en aluminium, il faut aussi admettre qu'il y a eu, au cours des temps, extraction et exportation préférentielle du fer hors du profil. Il est vraisemblable que l'ennoyage à peu près permanent de la majeure partie du territoire landais par la nappe phréatique, avant les grands travaux d'assainissement contemporains, est responsable de cette mobilisation massive du fer par gleyification. Cette hypothèse paraît être confirmée par l'existence d'importantes accumulations d'hydrates cristallisés de ce métal dans les zones situées en bordure des axes de drainage naturels, zones dans lesquelles la réoxygénation de la nappe conduit à l'oxydation et à la précipitation du fer. Les formations, souvent très fortement indurées (garluches et alios ferrugineux), que l'on rencontre dans ces secteurs dont l'extension géographique est assez limitée, s'expliquent mieux si l'on tient compte de l'importance du stock de fer que représentait sans doute à l'origine la masse des sables recouvrant le plateau landais. Une autre confirmation de cette hypothèse est fournie par le fait que les sols formés en lande sèche sont généralement plus riches en fer soluble dans les acides forts que les sols développés dans des conditions d'hydromorphie très accusée (Duchaufour, 1955, 1957) ; dans ces derniers, l'extraction et l'exportation du fer hors du profil, par l'intermédiaire de la nappe phréatique, ont donc masqué les mouvements verticaux de cet élément ; dans ces conditions, la valeur calculée de l'indice d'entraînement apparent est difficilement interprétable.

C'est dans les horizons illuviaux organiques que l'on rencontre les rapports $\frac{Al_2O_3\ S.A.}{Fe_2O_3\ S.A.}$ les plus élevés ; l'enrichissement en aluminium de ces horizons a donc été beaucoup plus notable que leur enrichissement en fer ; leur teinte brune à rougeâtre

[1] Al_2O_3 S.A., Fe_2O_3 S.A. = aluminium et fer solubles dans les acides forts.

TABLEAU 21

Distribution de l'aluminium et du fer dans quelques profils caractéristiques des sols acides du Sud-Ouest atlantique

Profil	Type de sol ou végétation	Horizon	p. 1000 terre fine séchée à l'air			Rapport Al_2O_3 S.A. / Fe_2O_3 S.A.	Indice d'entraînement (2)	
			Al^{+++} échang.	Al_2O_3 S.A. (1)	Fe_2O_3 S. A. (1)		Fe_2O_3	Al_2O_3
L_1	Lande sèche	A_0	0,096	1,440	0,410	3,5	6,9	19,0
		A_1	0,087	1,210	0,350	3,5		
		A_2	0,024	0,530	0,280	1,9		
		B_1	0,159	10,120	1,920	5,3		
		B_2	0,020	3,850	2,350	1,6		
L_2	Lande sèche, (dune continentale)	A_0	0,012	2,010	1,190	1,7	7,4	très grand
		A_1	0,012	1,360	0,540	2,5		
		A_2	0,000	0,000	0,170	0,0		
		B_1	0,056	6,040	1,270	4,8		
		B_2	0,000	2,390	0,770	3,1		
L_3	Lande humide	A_0	0,220	10,040	3,500	2,9	1,4	1,3
		A_1	0,227	14,500	2,730	5,3		
		B_1	0,069	12,690	5,050	2,5		
		B_2	0,036	3,700	0,810	4,6		
L_4	Lande humide	A_0	0,290	7,560	3,610	2,1	0,3	1,2
		A_1	0,171	7,990	2,540	3,1		
		B	0,116	9,290	0,710	13,0		
		B	0,043	7,440	1,190	6,3		
S_1	Sol squelettique de dune	A_0-A_1	0,008	2,840	6,590	0,4	1,3	1,1
		A_2	0,007	2,720	5,550	0,5		
		B	0,005	3,200	7,310	0,4		
		C	0,004	3,320	5,640	0,6		
S_2	Sol squelettique de dune	A_0-A_1	0,003	1,060	1,190	0,9	2,6	1,2
		A_2	0,007	0,850	1,240	0,7		
		B	0,009	0,990	3,139	0,3		
		C	0,011	1,070	1,370	0,7		
T_1	Sol de touyas (flysch crétacé)	Prof. (cm)					1,6	1,4
		0- 2	0,393	96,180	73,270	1,9		
		2- 20	0,513	116,710	85,290	1,4		
		20- 50	0,465	126,710	90,710	1,4		
		50-150	1,165	164,190	131,770	1,2		
T_2	Sol de touyas (sol des terrasses anciennes du Quaternaire)	Prof. (cm)					1,2	1,1
		0- 2	0,477	52,940	36,040	1,5		
		2- 20	0,374	58,960	39,050	1,5		
		20- 40	0,259	58,960	41,430	1,4		
		40- 80	0,246	63,320	41,860	1,4		

(1) Al_2O_3 S.A. Fe_2O_3 S.A. = aluminium et fer solubles dans les acides forts.

(2) Indice d'entraînement = $\frac{R_2O_3 \text{ S.A. de B}}{R_2O_3 \text{ S.A. de } A_2}$ ou de A_1.

ne traduit pas nécessairement la présence d'une forte accumulation ferrique, elle est plutôt liée à la nature ou, plus précisément, au degré de condensation des acides humiques qui se sont accumulés. L'extraction de la matière organique de ces horizons, à l'aide d'un réactif alcalin conventionnel (soude ou pyrophosphate), ne laisse subsister qu'un résidu de sable incolore : c'est donc elle qui est à la base de la coloration des horizons illuviaux de ces formations (Van DIEPEN, 1956 ; JUSTE et DUTIL, 1965).

Si le rapport $\frac{Al_2O_3\ S.A.}{Fe_2O_3\ S.A.}$ est très élevé dans les horizons d'accumulation, il est par contre généralement assez faible dans les horizons de surface, ce qui peut laisser supposer que c'est surtout l'aluminium qui est lessivé. En définitive, et quel que soit le mécanisme exact à faire intervenir, l'ensemble de ces observations tend à prouver que, dans le cas particulier des sols sableux des Landes de Gascogne, la mobilité de l'aluminium n'est pas identique à celle du fer, ce qui peut laisser supposer que les facteurs qui régissent les déplacements de ces deux métaux ne sont pas nécessairement les mêmes.

B. — SOLS DE TOUYAS

Dans le cas des sols formés sur le flysch crétacé, les rapports $\frac{Al_2O_3\ S.A.}{Fe_2O_3\ S.A.}$ sont voisins de 1 pour l'ensemble du profil, avec cependant une certaine tendance à l'augmentation au voisinage de la surface.

Pour les sols développés sur les terrasses du Quaternaire ancien, les rapports $\frac{Al_2O_3\ S.A.}{Fe_2O_3\ S.A.}$ sont légèrement plus élevés que pour les sols du flysch. Cette tendance s'accentue nettement pour le profil de la tourbière d'Ogeu (tabl. 20) où des valeurs de l'ordre de plusieurs fois l'unité sont observées. Ceci confirme donc une fois de plus la prédominance croissante de l'aluminium sur le fer quand augmente le taux de matière organique du sol.

Malgré tout, et en dehors du cas exceptionnel que représente le profil développé dans la tourbière haute d'Ogeu, la répartition de l'aluminium et celle du fer sont assez homogènes dans les sols de touyas : il est certain que, contrairement aux sols des Landes de Gascogne, la texture et peut-être plus encore l'insaturation du complexe absorbant minéral de ces sols ont freiné les mouvements de Al^{+++} et de Fe^{+++} et par là même atténué les différences de mobilité de ces deux métaux.

3. Influence des colloïdes humiques sur la redistribution de l'aluminium dans les sols acides du Sud-Ouest atlantique

De longue date, les déplacements des sesquioxydes de fer et d'aluminium ont été associés à ceux des colloïdes humiques ou de leurs précurseurs. En vérité, il faut reconnaître que la majorité des auteurs se sont surtout intéressés au fer, élément dont le dosage n'a jamais posé que peu de problèmes et dont les déplacements s'accompagnent presque toujours d'une modification spectaculaire de la couleur initiale du profil (HÉNIN et BÉTRÉMIEUX, 1948 ; BÉTRÉMIEUX, 1951 ; BLOOMFIELD, 1964 ; WRIGHT et LEVICK, 1956 ; DE LONG et SCHNITZER, 1955 ; BLOOMFIELD, 1956 ; SWINDALE et

JACKSON, 1956 ; LOSSAINT, 1959 ; KAURICHEV, KULAKOV et NOZDRUNOVA, 1960 ; DUCHAUFOUR, 1963). Un grand nombre d'expériences de pédologie expérimentale mettant en jeu des extraits aqueux de litières ou de feuilles fraîches ont ainsi été réalisées ; elles ont permis de conclure que le fer migrait généralement sous forme de complexes organo-métalliques solubles, suffisamment stables pour demeurer en solution dans les conditions de pH du sol. En réalité, la majorité des auteurs, notamment BÉTRÉMIEUX (1951), BLOOMFIELD (1956), BROMFIELD (1954) et MAIGNIEN (1958) ont insisté sur le fait que la mise en solution et le transport du fer nécessitaient l'intervention de processus de réduction, l'influence de ces derniers étant souvent difficile à dissocier de l'action complexante proprement dite des substances organiques. Notons aussi que certains auteurs, et en particulier DE LONG et SCHNITZER (1955), LOSSAINT (1959), puis plus récemment MUIR et *al.* (1964), attribuent à l'action dispersante des composés organiques du sol la mobilisation et le déplacement du fer.

L'étude de l'influence des composés humiques proprement dits sur le transport du fer a donné lieu à un nombre de travaux aussi importants que ceux relatifs à l'intervention d'extraits aqueux de végétaux frais ou incomplètement humifiés : ALEXANDROVA (1960), KONONOVA (1961), TITOVA (1962), DYAKANOVA (1962), DUCHAUFOUR (1948-1957), PONOMAREVA (1962), PASTERNAK (1962), WHRIGHT et SCHNITZER (1963), ont montré l'étroite association existant entre les composés humiques (notamment les acides fulviques) et le fer au cours de la migration de ce dernier ; en particulier, il est bien établi que la majorité du fer engagé dans des complexes organo-métalliques naturels migre vers l'anode lorsque l'on soumet à l'électrophorèse les acides humiques d'un sol.

Si une masse abondante de travaux a été consacrée au rôle des composés humiques ou de leurs précurseurs sur la mobilisation et le déplacement du fer, ceux relatifs à la mobilisation et au déplacement de l'aluminium par l'intermédiaire de ces mêmes composés ont été beaucoup plus restreints : BLOOMFIELD (1954) a été l'un des rares auteurs à comparer systématiquement l'action solubilisatrice d'extraits aqueux de différents végétaux vis-à-vis de Fe^{+++} et de Al^{+++} : les résultats qu'il a obtenus paraissent prouver que la mobilisation de Al^{+++} par les extraits aqueux est toujours moins importante que celle de Fe^{+++} ; HÉNIN (1956) a insisté sur cette différence de mobilité des deux éléments, différence qui ne devrait pas exister si les processus qui conduisent à la mobilisation et à l'entraînement des deux métaux étaient les mêmes. Cette différence de comportement de Al^{+++} et de Fe^{+++} vis-à-vis des substances assurant leur mobilisation et leur transport est en contradiction flagrante avec les faits d'observation, lesquels montrent que, dans les horizons illuviaux des sols podzoliques, on trouve généralement beaucoup plus d'aluminium qui a été entraîné par la matière organique que de fer (KAPLYUK, 1963 ; ARISTOVSKAYA, 1963 ; DUCHAUFOUR, 1964 ; MARTIN et REEVE, 1960 ; JACQUIN, JUSTE et DUREAU, 1965). D'après WHRIGHT et SCHNITZER (1963), cette anomalie pourrait résulter de la plus grande instabilité des complexes organo-métalliques contenant du fer que de ceux contenant de l'aluminium vis-à-vis des sels de calcium, lesquels sont souvent rendus responsables de la floculation des composés humiques dans les horizons d'accumulation.

Cette accumulation marquée de l'aluminium se rencontre également, comme nous l'avons déjà signalé à plusieurs reprises, dans les horizons illuviaux de certains

sols acides du Sud-Ouest atlantique, et notamment dans ceux des sols sableux des Landes de Gascogne. La coexistence, dans ces horizons illuviaux, d'une accumulation de matière organique et d'une accumulation d'aluminium, amène donc, pour préciser le rôle éventuel joué par les colloïdes organiques sur la migration de Al^{+++}, à déterminer la quantité de ce métal effectivement liée aux fractions humiques rencontrées dans les divers horizons de quelques profils caractéristiques de cette région.

A. — Technique utilisée

— Les acides humiques sont extraits par une solution de pyrophosphate 0,1 M, précipités par HCl, lavés à l'eau distillée, puis redissous dans 1 ml de soude normale.

— Une partie aliquote de la solution sodique est soumise à l'électrophorèse sur papier.

— Après séchage à l'air, les électrophorégrammes sont découpés en bandes perpendiculaires au sens de la migration ; ces bandes, situées au niveau de la fraction acides humiques gris et acides humiques bruns, sont incinérées au four et l'on dose l'aluminium et le fer contenus dans les liquides de minéralisation.

— Les acides humiques et fulviques du même échantillon de sol sont dosés dans un autre extrait au pyrophosphate 0,1 M. Il est donc possible de calculer les quantités de fer et d'aluminium associées à un poids donné de carbone des acides humiques à partir du dosage de Fe^{+++} et de Al^{+++} contenus dans les électrophorégrammes et du dosage quantitatif des acides humiques que renferme l'échantillon de sol.

B. — Profils étudiés

Ces déterminations ont porté sur tous les horizons de six profils caractéristiques des sols acides du Sud-Ouest atlantique :

— P_2 et L_2 : profils situés en lande sèche (sol sableux des Landes).

— P_1 et L_1 : profils situés en lande humide (sol sableux des Landes).

— T_1 : profil développé sur le flysch crétacé (Ustaritz, Basses-Pyrénées).

— T_2 : profil développé sur les terrasses du Quaternaire ancien (Ogeu, Basses-Pyrénées).

Il convient de rappeler que les profils P_1 et P_2 déjà décrits par ailleurs sont situés à quelques mètres l'un de l'autre.

C. — Résultats obtenus (tabl. 22)

a) *Sols sableux des Landes de Gascogne*

— Les quantités d'aluminium associé aux acides humiques sont plus importantes que les quantités de fer associé à ces mêmes acides, excepté pour les horizons d'accumulation de l'un des deux profils de lande sèche où le taux de fer du carbone humique est supérieur à celui de l'aluminium.

— Le pourcentage d'aluminium lié aux acides humiques est très élevé dans les

horizons profonds, notamment dans le B_2 ; cette observation est également valable pour le fer, le degré d'association de ce dernier avec les acides humiques étant cependant moins important que celui de Al^{+++}.

TABLEAU 22

Quantités d'aluminium et de fer associés aux acides humiques dans quelques sols acides du Sud-Ouest atlantique

Profondeur (cm)	Profil	Horizon	En g de C p. 100 g de terre fine		$\frac{\Sigma A.F.}{\Sigma A.H.}$	En mg associés à 1 g de C humique		En % du métal lié aux acides humiques			
			acides humiques	acides fulviques		Al^{+++} des ac. hum.	Fe^{+++} des ac. hum.	Al^{+++} des acides hum.		Fe^{+++} des acides hum.	
								bruns	gris	bruns	gris
0- 20	P_1	A_0	1,028	0,581	0,6	8,6	2,7	18	82	29	71
20- 38		A_1	1,581	0,708	0,6	6,6	4,1	19	81	29	71
38- 56		B_1	0,259	0,424	1,6	98,0	63,0	30	70	9	91
56- 85		B_2	0,038	0,152	4,0	850,0	37,0	4	96	19	71
0- 2	L_1	A_0	0,915	0,405	0,5	3,1	6,3	26	74	34	66
2- 20		A_1	0,896	0,271	0,3	3,9	0,0	34	66	0	0
20- 40		A_1/B_1	0,688	0,388	0,6	10,2	0,0	18	82	0	0
40- 55		B_1	0,291	0,219	0,8	67,0	9,2	5	95	0	100
55- 80		B_2	0,034	0,054	1,6	240,0	31,7	11	89	0	100
0- 13	P_2	A_0	0,399	0,147	0,4	6,0	0,0	33	67	0	0
13- 30		A_1	0,549	0,114	0,2	4,5	0,0	55	45	0	0
30- 56		A_2	0,122	0,077	0,6	50,0	0,0	37	63	0	0
36- 75		B_1	0,261	0,868	3,3	16,8	5,1	0	100	0	100
75-150		B_2	0,027	0,145	5,4	78,0	0,0	0	100	0	0
0- 2	L_2	A_0	0,313	0,284	0,9	6,1	5,1	42	58	100	0
2- 6		A_2	0,056	0,074	1,3	10,8	32,5	0	100	0	100
6- 12		B'	0,026	0,098	3,7	255	98	12	88	0	100
12- 35		B''	0,028	0,108	3,6	712	970	0	100	12	88
35- 70		B'''	0,043	0,087	2,0	270	205	0	100	0	100
2- 20	T_1	A_{11}	0,449	0,772	1,7	153	373	0	100	2	98
20- 50		A_{12}	0,330	0,480	1,5	305	500	0	100	3	97
50-150		C	0,108	0,183	1,7	550	1 760	0	100	5	95
2- 20	T_2	A_{11}	1,691	1,022	0,6	9,5	9,5	10	90	0	100
20- 40		A_{12}	1,559	0,880	0,6	20,8	13,4	6	94	0	100
40- 80		A_{13}	1,248	0,504	0,4	66,0	23,0	0	100	0	100
80-120		C	0,203	0,186	0,9	580,0	740,0	0	100	0	100

A.H. = acides humiques ; A.F. = acides fulviques.

— D'une manière générale, les pourcentages de Al^{+++} ou de Fe^{+++} liés aux acides humiques gris sont beaucoup plus élevés que ceux liés aux acides humiques bruns. Dans les horizons d'accumulation, près de 100 p. 100 de Al^{+++} ou de Fe^{+++} associés sont liés à la fraction grise.

b) *Sols de touyas*
(sols du flysch et sols des terrasses anciennes du Quaternaire).

Les quantités d'aluminium et de fer retrouvées dans les électrophorégrammes sont beaucoup plus élevées que dans le cas des sols sableux des Landes de Gascogne. Pour le profil développé sur flysch, les taux de fer associé aux acides humiques sont beaucoup plus importants que les taux d'aluminium lié à ces mêmes acides. En ce qui concerne le profil développé sur les terrasses anciennes, le taux d'aluminium associé aux acides humiques est plus important que celui du fer dans les horizons de surface. Dans l'horizon 80-120 cm, le taux de fer redevient supérieur à celui de l'aluminium.

Comme pour les sols des Landes, on peut noter là encore qu'il existe un certain parallélisme entre l'importance du rapport $\frac{\text{acides fulviques}}{\text{acides humiques}}$ et celle des taux de Fe^{+++} et de Al^{+++} associés aux colloïdes organiques. De même, et beaucoup plus nettement encore que pour les sols sableux, la quasi-totalité des deux métaux est retrouvée dans la fraction acides humiques gris.

D. — Discussion des résultats

a) *Sols sableux des Landes de Gascogne*

L'augmentation de la quantité de Al^{+++} lié aux colloïdes humiques dans les horizons d'acculumation a déjà été signalée, en particulier par Duchaufour (1964) qui a montré que, dans le cas de sols formés sur grès, c'est-à-dire sur roches peu alumineuses, la polymérisation et l'insolubilisation des complexes organo-métalliques contenant de l'aluminium intervenaient surtout au niveau des horizons B_2.

Le parallélisme assez étroit qui existe entre les rapports $\frac{\text{acides fulviques}}{\text{acides humiques}}$ et les taux de Al^{+++} lié au carbone humifié confirme, comme l'ont déjà signalé plusieurs auteurs (D'Yakanova, 1962 ; Ponomareva, 1962 ; Titova, 1962 ; Duchaufour, 1963-1964), que la fraction fulvique est vraisemblablement la plus réactive vis-à-vis des composés métalliques et que c'est cette fraction qui est responsable en premier lieu de l'entraînement en profondeur de ces composés.

b) *Sols de touyas*

Ce qui retient plus particulièrement l'attention, dans le cas de ces deux profils, est l'importance de la fraction minérale liée aux colloïdes humiques. Dans les horizons profonds, on note en effet des quantités de fer ou d'aluminium associées à 1 g de carbone humifié de l'ordre de 500 à 800 mg, la majorité de Al^{+++} ou de Fe^{+++} engagés dans ces associations se trouvant dans la fraction acides humiques gris.

Compte tenu du taux important de colloïdes minéraux que renferment ces sols, on peut se demander si Al^{+++} ou Fe^{+++} trouvés dans les électrophorégrammes sont réellement liés aux acides humiques ou s'ils traduisent l'existence d'impuretés minérales que l'on disperse au cours de l'extraction par le pyrophosphate 0,1 M et que l'on ne

peut séparer de la fraction organique, en raison de leurs très petites dimensions. Cette observation peut être également valable pour les horizons illuviaux des profils développés dans les sols sableux des Landes de Gascogne, horizons dans lesquels on a d'ailleurs pu mettre en évidence l'existence de très fines particules de quartz qui sont libérées au cours de l'extraction de la fraction humique la plus polymérisée (JUSTE et DUREAU, 1964).

c) *Origine de certains composés du fer et de l'aluminium contenus dans les électrophorégrammes d'acides humiques*

L'application de la technique de l'absorption dans l'infrarouge à l'étude de la structure des acides humiques n'a pas, jusqu'à présent, toujours fourni les résultats auxquels on aurait pu s'attendre ; on retrouve en effet, quelle que soit l'origine de l'acide humique considéré, presque toujours les mêmes bandes : hydroxyles organiques associés par des liaisons hydrogène dans la région 3 200 à 3 400 cm^{-1}, vibrations des C—H aliphatiques vers 2 900 cm^{-1}, vibrations des carbonyles à 1 720 cm^{-1}, vibrations correspondant aux déformations dans le plan des noyaux aromatiques condensés constituant le *nucleus* des acides humiques vers 1 620 cm^{-1}, vibrations C — O — H des groupements carboxyliques non ionisés vers 1 220 cm^{-1}. Par contre, cette technique d'identification permet de déceler dans les extraits humiques la présence de certains composés minéraux qui peuvent donner lieu à une absorption intense et bien localisée dans ce domaine spectral.

L'examen en infrarouge des acides humiques d'un profil complet peut donc fournir des renseignements utiles sur la nature des composés minéraux que renferment ces acides. On a donc extrait les acides humiques des horizons des deux profils P_1 et P_2 développés dans les sols sableux des Landes, à l'aide d'une solution de pyrophosphate 0,1 M : après précipitation et lavage à l'eau, l'extrait humique a été séché à l'étuve à 60° C durant 48 heures, puis examiné sous forme de pastille de KBr (1 mg pour 100 mg de KBr), à l'aide d'un appareil à optique de NaCl. (fig. 7 et 8).

Pour les horizons de surface, les spectres obtenus présentent les bandes caractéristiques des acides humiques. Cependant, on note à 1 030 cm^{-1}, à 1 080 et 910 cm^{-1}, la présence de pics peu accentués dénotant l'existence, à faible concentration, de substances minérales silicatées.

Ces pics s'accentuent fortement pour les horizons illuviaux pour lesquels apparaissent, en outre, les bandes du quartz (690, 780, 800, 1 080 cm^{-1}). Pour ces horizons profonds, on note également la présence d'une bande située vers 3 630 cm^{-1} attribuable aux vibrations de valence des hydroxyles libres de la fraction minérale ; parallèlement à l'apparition de ces bandes, le pic situé à 1 720 cm^{-1} (pic dû aux vibrations de valence des groupements carbonyles) s'estompe, tandis que la bande de 1 610/1 620 cm^{-1} glisse vers des fréquences plus élevées, de l'ordre de grandeur de la fréquence correspondant aux vibrations de déformation de l'eau liée.

En définitive, il apparaît donc que, lorsque l'on s'adresse à des horizons de profondeur croissante, on assiste à une superposition progressive du spectre des substances minérales à celui des acides humiques, ce qui témoigne de l'enrichissement croissant de ces derniers en éléments minéraux dans les horizons illuviaux ; ces observations confirment donc les résultats du dosage chimique de Fe^{+++} et de Al^{+++} qui montrent

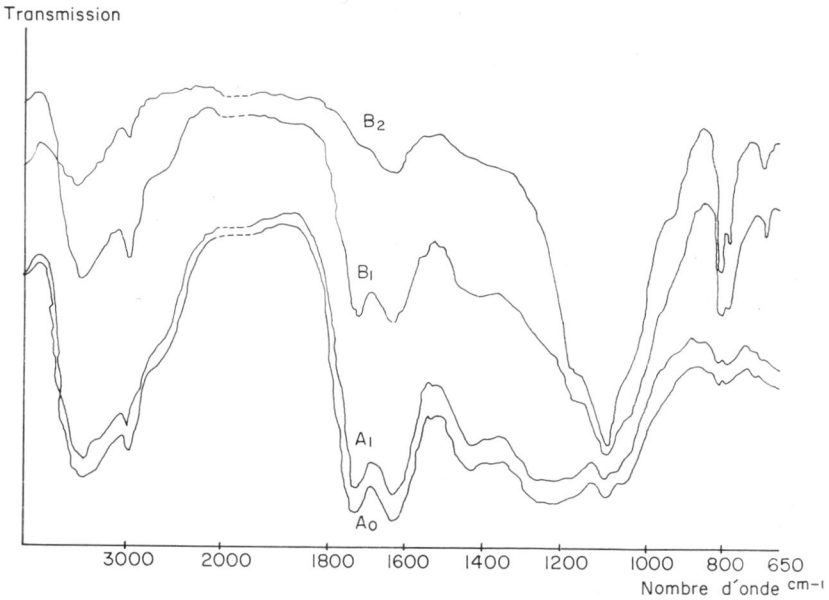


FIG. 7. — *Spectres d'absorption dans l'infrarouge des acides humiques extraits des différents horizons d'un profil développé en lande sèche*

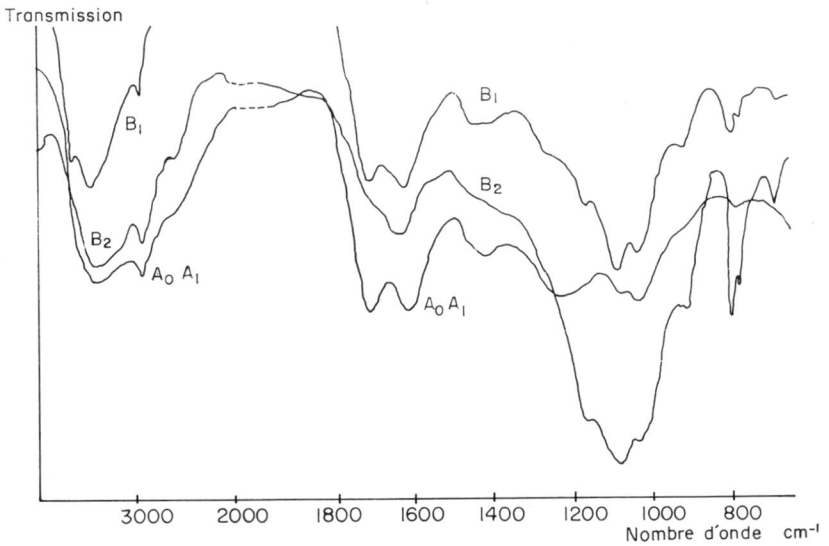


FIG. 8. — *Spectres d'absorption dans l'infrarouge des acides humiques extraits des différents horizons d'un profil développé en lande humide*

que la quantité de ces éléments associés au carbone humifié va en augmentant, comme nous l'avons vu, avec la profondeur.

La présence de bandes à 1 030 cm^{-1}, 910 cm^{-1} et 3 630 cm^{-1} tendrait à prouver qu'il existe des silicates d'alumine bien cristallisés inclus dans la fraction humique ; il n'est pas possible, compte tenu du très faible pouvoir de résolution de l'optique utilisée dans le domaine des 3 000 cm^{-1} de localiser avec précision la position de la bande des OH libres et, en conséquence, d'identifier les minéraux argileux qui donnent lieu à cette absorption.

Quoi qu'il en soit, on est bien obligé d'admettre que des particules argileuses sont déposées, en même temps que les acides humiques, sur les électrophorégrammes. Dans ces conditions, on peut supposer que l'aluminium et le fer que contiennent ces électrophérogrammes peuvent avoir différentes origines :

— Al^{+++} et Fe^{+++} effectivement liés aux acides humiques (notamment aux acides humiques gris) sous forme de complexes organo-métalliques qui n'auraient aucun lien avec les impuretés minérales silicatées qui les accompagnent ;

— Al^{+++} et Fe^{+++} provenant des enduits de recouvrement entourant les particules argileuses déposées sur l'électrophorégramme et n'ayant aucun lien avec les acides humiques ;

— Al^{+++} et Fe^{+++} liés à la fois à l'argile et aux acides humiques et jouant en quelque sorte le rôle de ponts, ces liaisons étant suffisamment fortes pour résister à l'action du réactif d'extraction.

Pour tenter de préciser ce point, l'expérience suivante a été réalisée : on a extrait par du pyrophosphate 0,1 M les acides humiques d'un échantillon de sol de touyas bien pourvu en colloïdes minéraux (fraction granulométrique inférieure à 2 μ de l'ordre de 30 p. 100 environ) ; l'argile de l'extrait humique a été floculée par addition d'un électrolyte et, au bout de quatres heures de sédimentation, on a centrifugé deux parties aliquotes du surnageant : une partie a été centrifugée à 4 000 tours/minute

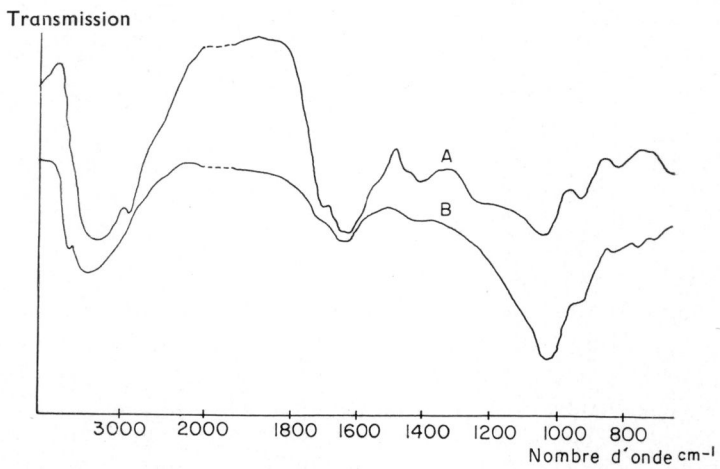


FIG. 9. — *Influence de la vitesse de centrifugation d'un extrait humique de sol (pyrophosphate **0,1** M) sur le spectre d'absorption dans l'infrarouge de l'acide humique préparé à partir de cet extrait*

A : Extrait humique centrifugé à 30 000 t/mn (teneur en cendres : 39,5 p. 100)
B : Extrait humique centrifugé à 4 000 t/mn (teneur en cendres : 76,4 p. 100)

pendant 5 minutes et l'autre a été centrifugée à 30 000 tours minute à l'ultra-centrifugeuse.

Les surnageants ont été précipités par HCl et les acides humiques ainsi obtenus ont été soumis d'une part à l'électrophorèse sur papier et d'autre part à un examen en spectroscopie infrarouge. Dans les électrophorégrammes obtenus, on a procédé en outre au dosage du fer et de l'aluminium contenus dans la fraction acides humiques gris ; enfin, on a dosé le carbone dans des parties aliquotes des extraits humiques centrifugés à différentes vitesses avant la précipitation par HCl.

Le spectre infrarouge (fig. 9) de l'extrait humique préalablement centrifugé à 4 000 tours minute est assez voisin de celui d'une argile : on note seulement la présence d'un léger épaulement vers 1 720 cm^{-1} dénotant l'existence des fonctions carbonyles. L'échantillon centrifugé à très grande vitesse fournit, par contre, un spectre très voisin de celui des acides humiques purs : on retrouve en effet les bandes à 2 900 cm^{-1}, 1 720 cm^{-1} et 1 220 cm^{-1} caractéristiques de ces derniers ; en outre, les bandes des silicates (notamment celle située à 1 030 cm^{-1}) sont beaucoup moins intenses, la bande correspondant aux vibrations de valence des hydroxyles libres disparaissant même totalement. Ceci montre donc que l'extrait humique centrifugé à très grande vitesse est beaucoup moins riche en particules argileuses que ne l'est celui centrifugé à plus faible vitesse, ce qui se traduit d'ailleurs par des teneurs en cendres des composés humiques nettement différentes.

TABLEAU 23

Quantités de Al^{+++} et de Fe^{+++} retrouvées au niveau de la dépose d'électrophorégrammes d'acides humiques préparés à partir d'extraits humiques centrifugés à différentes vitesses

Vitesse de centrifugation de l'extrait humique (tours/minute)	Fe^{+++} retrouvé à la dépose (en µg)	Al^{+++} retrouvé à la dépose (en µg)	Carbone contenu dans 50 ml de l'extrait humique (en mg)
4 000	127	50	23,3
30 000	68	16	18,9

Les électrophorégrammes des extraits centrifugés à 4 000 tours/minute présentent, au niveau de la dépose, une tache jaune brun qui n'existe pas pour les extraits centrifugés à très grande vitesse. On constate également que les quantités de fer et d'aluminium retrouvées au niveau des gris dans les électrophorégrammes diminuent fortement après centrifugation à très grande vitesse (tabl. 23).

Ces observations pourraient permettre de conclure qu'une bonne part de Fe^{+++} et de Al^{+++} dosés dans la fraction acides humiques gris des électrophorégrammes n'est peut-être pas associée aux acides humiques mais plutôt associée à l'argile sous forme d'enduits de recouvrement. Cependant, le dosage du carbone effectué dans les extraits humiques indique que l'extrait centrifugé à grande vitesse est moins

riche en cet élément que celui centrifugé à plus grande vitesse. Par conséquent, si l'ultra-centrifugation a permis d'éliminer une plus forte quantité d'argile elle a, du même coup, favorisé l'élimination d'une partie des composés humiques de l'extrait, lesquels étaient liés à cette argile vraisemblablement par des ponts Al^{+++} ou Fe^{+++}, ce type de liaison étant suffisamment stable pour résister à l'action du pyrophosphate 0,1 M. On peut concevoir que ces associations dominent dans les horizons inférieurs qui sont généralement plus riches en argiles ou en sesquioxydes que les horizons de surface, ce qui expliquerait l'augmentation de la quantité de Fe^{+++} ou de Al^{+++} associée aux acides humiques quand on s'adresse à des horizons de profondeur croissante.

La question reste cependant posée de savoir si Al^{+++} et Fe^{+++}, qui jouent le rôle de ponts entre particules argileuses et acides humiques, se sont fixés sur ces particules en même temps que les acides humiques qui les transportaient ou s'ils étaient déjà associés à l'argile avant que les acides humiques ne viennent s'y adsorber au cours de leur migration.

En d'autres termes, il est donc difficile de conclure que l'aluminium et le fer dosés dans la fraction grise des électrophorégrammes ont bien été véhiculés par les acides humiques auxquels ils sont actuellement associés.

E. — Conclusion

La détermination des quantités d'aluminium associé au carbone humifié des sols acides du Sud-Ouest atlantique montre que, d'une manière générale, ces quantités augmentent avec la profondeur et que c'est surtout la fraction acides humiques gris qui est de loin la plus riche en cet élément.

La valeur particulièrement élevée des taux de Al^{+++} associé au carbone humifié dans le cas de sols riches en colloïdes minéraux (sols de touyas) peut s'expliquer d'une part par la présence d'associations très stables, colloïdes minéraux-colloïdes organiques, des composés du fer et de l'aluminium jouant le rôle de ponts entre les deux types de colloïdes et d'autre part par la présence d'impuretés minérales qui seraient libérées au cours de la dépolymérisation des composés humiques (Martin et Reeve, 1947 ; Alexandrova, 1960).

Il est vraisemblable que la majorité des complexes organo-métalliques assurant le transport de Al^{+++} vers les horizons inférieurs de ces sols doivent se trouver dans la fraction fulvique, ce qui est en accord avec l'existence d'un parallélisme assez net entre la valeur du rapport. $\frac{\text{acides fulviques}}{\text{acides humiques}}$ et celle des taux de Al^{+++} associé au carbone humique.

Dans ces conditions, on peut se demander si l'on doit, tout au moins pour les horizons illuviaux des profils développés dans la zone sableuse des Landes, exclure la possibilité d'une néosynthèse de minéraux argileux, l'aluminium pouvant exister dans les complexes organo-métalliques qui parviennent à ces horizons dans un état de coordinence favorable précisément à cette néosynthèse (Burrows et Wark, 1928 ; Siffert, 1962).

4. Influence de la végétation sur la redistribution de l'aluminium dans les sols acides du Sud-Ouest atlantique

A. — Rapports Al^{+++}/Fe^{+++} dans la végétation en place, dans les fragments de végétaux en voie de décomposition et dans les litières

On a montré dans le chapitre 2 de la deuxième partie que la flore des sols acides du Sud-Ouest atlantique était susceptible de mobiliser l'aluminium et le fer, la mobilisation de l'aluminium étant beaucoup plus intense que celle du fer, et cela même pour des substrats où le taux de Fe^{+++} est supérieur à celui de Al^{+++}. Ces deux éléments qui sont extraits des zones profondes du profil reviennent donc à la surface de ce dernier inclus dans les débris végétaux et l'on devrait, en conséquence, s'attendre à un enrichissement des horizons de surface beaucoup plus marqué pour l'aluminium que pour le fer.

En fait si l'on examine le tableau 21, on constate au contraire que les rapports $\frac{Al_2O_3}{Fe_2O_3}$ des horizons supérieurs sont, en général, plus faibles que ceux des horizons sous-jacents, ce fait étant surtout vérifiable pour les profils développés sur le plateau continental landais.

L'examen du tableau 17 montre par ailleurs que le rapport $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ des litières est généralement beaucoup plus faible que celui du couvert végétal dont les débris assurent précisément l'alimentation de ces litières. Ce fait est particulièrement net pour la litière du profil 4 : cette dernière, bien individualisée et constituée essentiellement de Mousses et de pseudophylles de Pin maritime en cours de décomposition, pos-

TABLEAU 24

Teneur en aluminium et en fer de pseudophylles verts, de pseudophylles morts et de litière prélevés à la base de trois pins maritimes poussant sur des sols dunaires

(Moyenne de 3 répétitions)

		mg/kg de matière végétale séchée à 105°C		
		Al^{+++}	Fe^{+++}	Al^{+++}/Fe^{+++}
Arbre A	pseudophylles verts	276	32	8,7
	pseudophylles morts	288	49	5,9
	litières	648	800	0,8
Arbre B	pseudophylles verts	192	35	5,5
	pseudophylles morts	225	69	3,2
	litières	648	800	0,8
Arbre C	pseudophylles verts	308	47	6,5
	pseudophylles morts	220	68	3,2
	litières	648	820	0,8

sède un rapport Al^{+++}/Fe^{+++} de l'ordre de 1,3, alors que ce rapport varie de 2,6 à 8,1 dans les pseudophylles et les Mousses vivantes. De même, la litière du profil 3 où dominent des pseudophylles et des débris d'écorce de Pin maritime possède un rapport Al^{+++}/Fe^{+++} voisin de 0,9, alors que les pseudophylles non encore altérés qui l'alimentent ont un rapport variant de 6 à 8.

Ces observations tendraient donc à prouver que les débris végétaux retombant au sol paraissent s'appauvrir plus rapidement en aluminium qu'en fer ; une confirmation de ce phénomène est d'ailleurs donnée par le tableau 17, dans lequel on peut remarquer que les pseudophylles secs prélevés au sommet des litières ont en général, un rapport Al^{+++}/Fe^{+++} inférieur à celui des pseudophylles encore verts, même lorsque ces derniers sont âgés de 3 ou 4 ans, c'est-à-dire lorsqu'ils ont atteint leur âge maximum. A cet égard, le tableau 24 montre bien que l'on assiste à une diminution progressive du rapport Al^{+++}/Fe^{+++} quand on passe des pseudophylles verts aux pseudophylles morts tombés au sol, puis à la litière constituée uniquement par des pseudophylles en cours de décomposition.

Tous ces faits permettent donc d'émettre l'hypothèse selon laquelle le devenir de l'aluminium contenu dans les végétaux serait différent de celui du fer, le premier étant beaucoup plus facilement lessivé que le second.

B. — Variation des teneurs en Fer et en Aluminium des pseudophylles de Pin maritime, au cours de leur décomposition a l'air libre

Les pseudophylles de Pin maritime représentent l'essentiel des litières formées sur le plateau landais : l'évolution des teneurs en fer et en aluminium de ces fragments de végétaux, au cours de leur décomposition, peut donc fournir des renseignements qui permettront de mieux comprendre la dynamique de l'aluminium et du fer entrant dans la constitution des litières. A cet effet, le dispositif expérimental suivant a été mis en place :

— des pseudophylles frais âgés de 3 ans ont été prélevés sur des pins maritimes de la forêt domaniale de Biscarosse (sols squelettiques de dunes) ; ils ont été coupés en fragments de 2 à 3 cm et introduits dans des petits récipients en polystyrène disposés de telle manière qu'une contamination par le sol ne soit pas possible (voir schéma fig. 10). Chacun de ces récipients a reçu 10 g de matière végétale et l'ensemble du dispositif comprenant au total 15 récipients a été placé à l'air libre (début de la période hivernale), loin de tout couvert végétal. A intervalles de temps réguliers, on a prélevé 3 pots et l'on a déterminé, après séchage à 105°C, les teneurs en cendres, en aluminium et en fer des pseudophylles contenus dans ces pots, en les comparant chaque fois à celles des pseudophylles non altérés conservés au laboratoire. Les récipients étant conçus de manière à éviter toute contamination par le sol, les variations des taux de cendres, de Al^{+++} et de Fe^{+++} que l'on observe ne peuvent provenir que d'une modification de ces taux au cours de l'altération des fragments de végétaux, et non d'un enrichissement dû à un contact avec la fraction minérale du sol.

Les résultats sont donnés sous forme de graphique (fig. 11).

En cinq mois, la teneur en cendres de la matière sèche passe de 24 p. 1000 à 32 p. 1 000 tandis que le taux de fer passe de 48 mg/kg à 132 mg/kg et celui de l'aluminium de 203 à 343 mg/kg. L'enrichissement apparent en Al^{+++} de la matière sèche, au cours

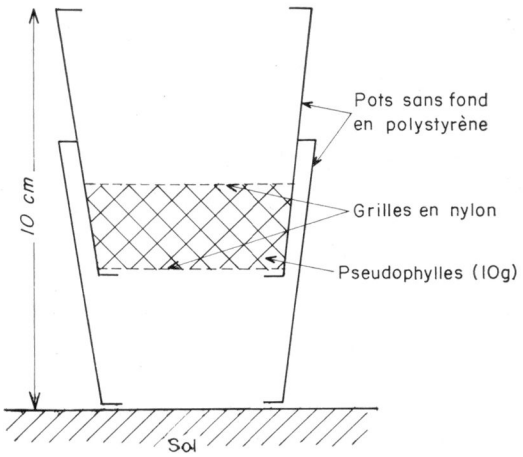


FIG. 10. — *Dispositif expérimental utilisé pour suivre la décomposition à l'air libre de pseudophylles de Pin maritime*

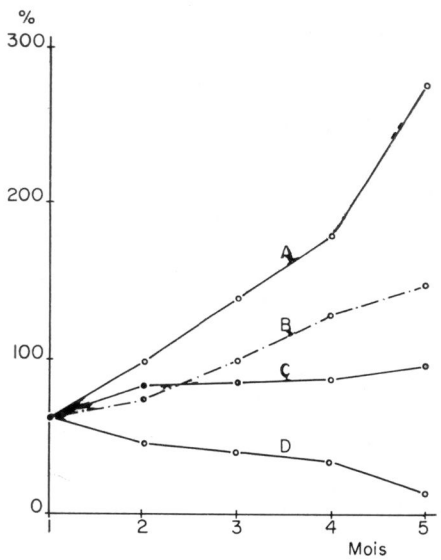


FIG. 11. — *Variation des teneurs en cendres, en fer, en aluminium et des rapports Al^{+++}/Fe^{+++} de pseudophylles de Pin maritime au cours de leur décomposition à l'air libre*

A : Évolution de la teneur en fer (en p. 100 de la teneur initiale) ;
B : Évolution de la teneur en aluminium (en p. 100 de la teneur initiale) ;
C : Évolution de la teneur en cendres (en p. 100 de la teneur initiale);
D : Évolution du rapport $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ (en p. 100 de la valeur initiale).

de la décomposition, est donc beaucoup plus faible que l'enrichissement en Fe^{+++}, ce qui se traduit évidemment par une diminution du rapport Al^{+++}/Fe^{+++}, lequel passe de 4,2 à 2,6. On peut calculer que, dans le même temps, la teneur en aluminium des cendres passe de 8,5 à 10,6 p. 1000, soit une augmentation de 25 p. 100, alors que la teneur en fer passe de 2 p. 1 000 à 4 p. 1 000, soit une augmentation de 100 p. 100.

Ces résultats confirment donc sans ambiguïté que les pseudophylles en voie de décomposition s'enrichissent moins vite en Al^{+++} qu'en Fe^{+++}, ce qui veut dire que l'aluminium est plus facilement lessivé de ces fragments végétaux par les eaux de pluie que le fer. Les variations des teneurs en Fe^{+++} et en Al^{+++} que l'on observe résultent en effet de la coexistence de plusieurs processus : il y a simultanément disparition de la matière végétale par fermentation ou par dissolution et entraînement par l'eau de pluie des substances organiques hydrosolubles, et dissolution et entraînement par cette même eau de pluie de certaines substances minérales, la vitesse d'élimination de ces dernières étant bien entendu fonction de leur nature.

Slovikovskii (1960) a montré que le bilan final se traduit, généralement mais pas toujours, par un gain de la teneur en cendres, ce qui ne signifie pas bien entendu qu'il y ait accumulation systématique de tous les éléments minéraux. La plupart des auteurs sont en effet d'accord sur le fait que les taux de Mg, K, Ca, P, S, diminuent au cours du vieillissement des litières, alors que ceux de Si, Fe, Al et Mn augmentent (Livens et Vanstallen, 1957 ; Gradusov, 1958 ; Rousseau, 1959 ; Levina, 1960 ; Samoïlova, 1961 ; Kartashov, 1961 ; Remezov, 1961 ; Manakov, 1962 ; Karayeva, 1963 ; Stepanets, 1963). Manakov, (1962) a, pour chaque élément, défini un coefficient d'accumulation en faisant le rapport de la concentration de cet élément dans une litière vieillie à la concentration de ce même élément dans une litière fraîche : des observations faites par ce même auteur, il ressort que le fer est l'élément dont l'accumulation est la plus marquée ; il est suivi par l'aluminium et par la silice (coefficients d'accumulation Fe = 5,3 ; Al = 3,5 ; Si = 1,3). Les résultats obtenus dans le cas des pseudophylles de Pin maritime sont donc en accord avec les conclusions de cet auteur.

C. — Comparaison de la solubilité dans l'eau des composés du Fer et de l'Aluminium contenus dans des pseudophylles de Pin maritime

L'accumulation différente du fer et de l'aluminium dans les pseudophylles de Pin maritime en voie de décomposition peut s'expliquer par un degré de lessivage différent de ces éléments par les eaux de pluie. L'expérience décrite ci-dessous a pour but de préciser les possibilités de solubilisation par l'eau du fer et de l'aluminium inclus dans les pseudophylles. La même expérience a été réalisée avec des fragments d'autres végétaux, notamment des Mousses prélevées en lande sèche et des feuilles d'*Erica scoparia* prélevées en lande humide, dans le but de vérifier si le phénomène observé dans le cas des pseudophylles se manifeste également pour d'autres végétaux.

a) *Technique utilisée*

Les fragments de végétaux (pseudophylles de Pin maritime de même âge prélevés sur un même arbre — feuilles d'*Erica scoparia* — mousse fraîche *Schreberii*)

ont été séchés 12 heures à 105°C, puis broyés au mixer; la poudre végétale a été une nouvelle fois séchée à 105°C durant 12 heures, puis conservée dans un dessiccateur.

— 2,5 g de la poudre ainsi obtenue sont placés dans un tube de centrifugeuse de 100 ml dans lequel on ajoute 50 ml d'eau distillée. On agite à l'agitateur rotatif pendant 1 heure et l'on centrifuge à 4 000 tours/minute pendant 5 minutes ; le surnageant est filtré sur filtre très lent et le culot de centrifugation est agité à nouveau en présence de 50 ml d'eau distillée pendant le même temps ; le deuxième surnageant obtenu est joint au premier après centrifugation et filtration. Le culot ainsi épuisé par l'eau est séché à 105°C jusqu'à poids constant ainsi qu'une fraction de la poudre végétale initiale destinée à servir de témoin. Dans la poudre témoin et dans la poudre épuisée par l'eau, on détermine, après minéralisation au four, la teneur en cendres et les teneurs en aluminium et en fer. On détermine également les teneurs en Al^{+++} et en Fe^{+++} du surnageant ; une partie aliquote de ce dernier est concentrée sous vide à l'évaporateur rotatif et l'on dose Al^{+++} et Fe^{+++} dans le résidu d'évaporation minéralisé au four.

En résumé, on effectue donc les déterminations suivantes :

— teneurs en cendres, en Al^{+++} et en Fe^{+++} de la poudre végétale témoin,

— teneurs en cendres, en Al^{+++} et en Fe^{+++} de la poudre végétale épuisée par l'eau,

— teneurs en fer et en aluminium de l'extrait aqueux,

— teneurs en fer et en aluminium de l'extrait aqueux minéralisé.

On mesure, en outre, le pH de cet extrait aqueux.

Toutes ces déterminations comportent 3 répétitions.

b) *Résultats obtenus* (tableaux 25 et 26)

— *pH de l'extrait aqueux* : ce sont les extraits aqueux de pseudophylles de Pin maritime qui ont le pH le plus faible (4,1),

TABLEAU 25

Solubilité dans l'eau des cendres, de l'aluminium et du fer d'une poudre végétale préalablement desséchée a 105° C

(Moyenne de trois répétitions)

Végétaux	Poudre végétale témoin					Poudre végétale épuisée par l'eau				Variation en % par rapport à la poudre végétale témoin		
	pH du filtrat	Teneur en cendres ‰	mg/kg de poudre			Teneur en cendres ‰	mg/kg de poudre			Cendres	Al^{+++}	Fe^{+++}
			Al^{+++}	Fe^{+++}	$\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$		Al^{+++}	Fe^{+++}	$\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$			
Erica scoparia	4,8	23	85	77	1,1	15	61	73	0,8	— 35	— 28	— 5
Mousses	5,4	40	185	150	1,2	31	221	164	1,3	— 23	+19	+9
Pseudophylles de Pin maritime ...	4,1	28	150	33	4,5	17	81	35	2,7	— 42	— 46	+3

— *teneurs en cendres des culots de centrifugation* : ce sont les pseudophylles de Pin maritime qui donnent lieu à l'appauvrissement le plus intense ; ils sont suivis par *Erica scoparia* et par les Mousses.

TABLEAU 26

Concentration en aluminium d'extraits aqueux minéralisés ou non minéralisés de différents végétaux

(les résultats sont exprimés en mg d'aluminium par kg de matière sèche à partir de laquelle a été réalisé l'extrait aqueux)
(Moyennes de 3 répétitions)

Végétaux	Teneur en aluminium de l'extrait (en mg/kg de matière séchée à 150°C)	
	non minéralisé	minéralisé
Erica scoparia	1,0	11,0
Mousses	2,0	8,0
Pseudophylles de Pin maritime	10,0	54,0

— *teneurs en aluminium et en fer des culots de centrifugation* : ce sont surtout les pseudophylles de Pin maritime qui donnent lieu à l'épuisement le plus marqué en aluminium (46 p. 100), suivis par les feuilles d'*Erica scoparia* (28 p. 100) ; pour les Mousses, par contre, on assiste à une augmentation apparente de la teneur en Al^{+++} à la suite des deux extractions successives par l'eau.

Pour tous les fragments de végétaux considérés, il n'y a pas de variation du taux de fer à la suite du traitement par l'eau, si ce n'est une légère augmentation dans le cas des Mousses.

Il en résulte que pour *Erica scoparia*, comme pour les pseudophylles de Pin maritime, on note une diminution très nette du rapport Al^{+++}/Fe^{+++} à la suite de l'épuisement par l'eau, alors que la variation de ce rapport est négligeable pour les Mousses.

— *teneurs en aluminium et en fer des extraits aqueux* : les quantités d'aluminum trouvées dans les filtrats minéralisés sont toujours supérieures à celles trouvées dans les filtrats non minéralisés. On ne retrouve pas de fer dans les extraits aqueux.

c) *Discussion des résultats et conclusion*

Le pH faible des extraits aqueux des pseudophylles de Pin maritime résulte vraisemblablement de la teneur élevée de ces extraits en acides organiques (Muir et *al.*, 1964) et de leur faible contenu en bases. L'acidité marquée de ces extraits est une des raisons qui permettent d'expliquer d'une part le pH généralement très faible des litières où dominent les pseudophylles de Pin maritime et, d'autre part, l'action dégradante bien connue exercée par ces litières sur le substrat.

L'importance du pourcentage d'aluminium qui passe en solution dans l'eau,

dans le cas des pseudophylles de Pin maritime, et l'absence de mobilité du fer constituent une confirmation des résultats obtenus précédemment concernant la variation du rapport Al^{+++}/Fe^{+++} au cours de la décomposition à l'air libre de ces pseudophylles. Les feuilles d'*Erica scoparia* se comportent, d'une manière un peu moins accusée cependant, de la même façon ; pour les Mousses, par contre, on assiste à une augmentation significative des taux de Al^{+++} et de Fe^{+++} de la fraction végétale à la suite de l'extraction par l'eau. Il est vraisemblable que, dans ce cas, la mise en suspension de la matière végétale s'accompagne de celle de fines particules de quartz, qui étaient incluses dans le végétal à l'état d'impuretés ; ces particules sont éliminées lors de la décantation des surnageants, ce qui fait que les culots de centrifugation sont finalement plus riches en matière végétale que ne l'était la poudre initiale, d'où l'accroissement apparent observé des teneurs en Al^{+++} et en Fe^{+++}, accroissement qui se manifeste surtout pour les Mousses dont les chances de contamination par la fraction minérale du sol sont évidemment beaucoup plus importantes que pour les autres végétaux.

Le fait que les quantités d'aluminium trouvées après minéralisation des filtrats soient plus importantes que celles trouvées avant minéralisation permet de supposer que cet aluminium se trouve dans l'extrait aqueux, non pas à l'état ionique mais engagé dans des complexes organo-métalliques qui sont détruits au cours de la minéralisation au four.

D. — Influence de la température de séchage de la matière végétale sur la solubilité dans l'eau de l'aluminium contenu dans des pseudophylles de Pin maritime

On peut penser que le séchage des poudres végétales à des températures relativement élevées est susceptible d'entraîner une modification des substances qui sont responsables du maintien en solution de l'aluminium des pseudophylles de Pin

TABLEAU 27

Influence de la température de séchage de pseudophylles de Pin maritime sur la solubilité dons l'eau de l'aluminium contenu dans ces pseudophylles
(Moyennes de 3 répétitions)

Température de séchage des pseudophylles		Teneur en Al^{+++} (en mg/kg de matière végétale séchée à 105°C)		Variation de la teneur de Al^{+++} (en % par rapport à la poudre végétale non épuisée par l'eau)
		Poudre végétale témoin	Poudre végétale épuisée par l'eau	
Poudre végétale séchée à 30° C	échantillon A	287	169	41
	échantillon B	180	95	44
Poudre végétale séchée à 105° C	échantillon A	304	181	41
	échantillon B	184	101	45

maritime. Pour confirmer ou infirmer cette hypothèse, on a procédé à une expérience de traitement par l'eau en tous points identiques à celle décrite plus haut, la poudre végétale ayant été séchée : à 30°C, durant 12 heures, dans un cas et à 105°C dans l'autre. Deux échantillons de pseudophylles d'origine différente ont donné lieu à cet essai.

Les résultats qui figurent dans le tableau 27 indiquent que la température de séchage du matériel végétal n'exerce aucune influence sur la mobilité de l'aluminium contenu dans ce matériel, le pourcentage de cet élément qui passe en solution dans l'eau étant le même pour les deux températures de séchage considérées.

E. — Nature des substances organiques associées a l'aluminium dans les extraits aqueux de pseudophylles de Pin maritime

D'après les résultats figurant dans le tableau 26, il ressort que l'on retrouve toujours plus d'aluminium dans les extraits aqueux minéralisés de pseudophylles de pins que dans ceux qui n'ont pas été minéralisés. Cela peut signifier : soit que l'aluminium se trouve dans ces extraits aqueux, engagé dans des complexes organo-métalliques plus stables que ceux qu'il forme avec l'ériochromecyanine ou alors qu'il est encore intégré dans de fines particules végétales en suspension dans l'extrait aqueux. L'expérience suivante démontre qu'il s'agit bien d'un masquage de Al^{+++} par formation de complexe.

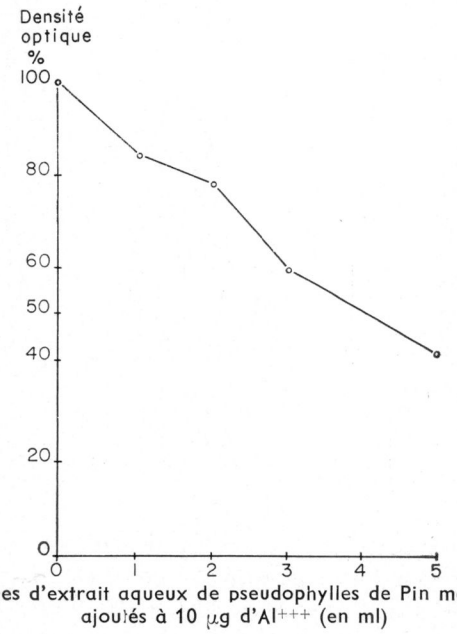


Fig. 12. — *Influence de l'addition de quantités croissantes d'extrait aqueux de pseudophylles de Pin maritime sur la variation de la densité optique d'une solution d'ériochrome cyanine contenant* 10 µg Al^{+++}/50 *ml*

Les densités optiques sont exprimées en p. 100 de la densité optique de la solution d'aluminium non enrichie en extrait aqueux de pseudophylles de Pin maritime).

Dans une série de fioles de 50 ml contenant chacune 10 µg d'aluminium, on ajoute des doses croissantes (1, 2, 3, 5 ml) d'un extrait aqueux d'une poudre de pseudophylles de Pin maritime préalablement desséchée à 60°C (2,5 g de poudre agitée dans 100 ml d'eau distillée pendant 2 heures). On complète ces fioles avec les réactifs utilisés pour le dosage de l'aluminium et l'on effectue la colorimétrie en utilisant chaque fois comme solution de référence une solution comprenant le même volume d'extrait aqueux mais pas d'aluminium. On assiste (fig. 12) à une diminution progressive de la densité optique quand on augmente les volumes d'extrait aqueux en contact avec les 10 µg de Al^{+++}, ce qui prouve bien qu'il y a complexage du métal par l'extrait aqueux.

Le problème se pose donc de savoir quelles sont les substances ou le groupe de substances hydrosolubles contenues dans les pseudophylles de pins qui sont responsables du maintien en solution de l'aluminium.

a) *Technique utilisée*

Cinq grammes de poudre de pseudophylles desséchée à 60°C sont agités pendant 1 heure avec 100 ml d'eau distillée ; on centrifuge ensuite pendant 5 minutes la suspension (4 000 tours/minute) et l'on filtre le surnageant.

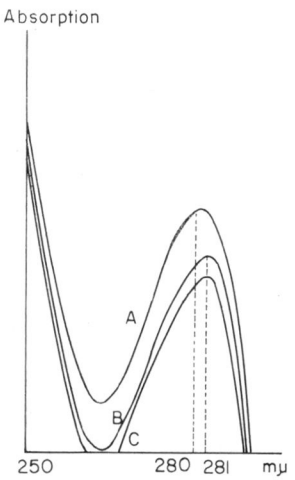


FIG. 13. — *Spectres d'absorption dans l'ultraviolet d'extraits aqueux de pseudophylles de Pin maritime enrichis ou non en aluminium*

A : extrait aqueux enrichi en aluminium ;
B : extrait aqueux acidifié par HCl ;
C : extrait aqueux.

Dans une partie aliquote (5 ml) de ce dernier, diluée au cinquième, on ajoute 1 000 µg d'aluminium sous forme de chlorure et l'on enregistre les spectres ultraviolets, d'une part de l'extrait dilué et enrichi en Al^{+++} et d'autre part de l'extrait dilué non enrichi en aluminium (fig. 13).

Dans une autre partie aliquote (50 ml) du surnageant, on ajoute également 1 000 µg d'aluminium ; la solution est ensuite concentrée sous vide jusqu'à un volume de 2,5 ml. On procède ensuite à l'électrophorèse sur papier (7 volts/cm — 3 heures —

tampon boraté de COULSON) de 50 µl de la solution concentrée obtenue. Simultanément, on procède à l'électrophorèse de 50 µl d'une solution de 2,5 ml provenant de la concentration sous vide de 50 ml d'un extrait aqueux de pseudophylles de pins non enrichi en Al^{+++}.

Les bandes sont examinées, après séchage, à la lumière de Wood puis on révèle à l'aide d'une solution aqueuse contenant les réactifs de la colorimétrie de l'aluminium (ériochromecyanine et tampon acétate d'ammonium à pH 6).

b) *Résultats obtenus et discussion*

Spectres ultraviolets.

L'extrait aqueux dilué présente un maximum d'absorption très accusé à 2 810 Å, ce maximum se déplace à 2 800 Å dans le cas de l'extrait aqueux dilué enrichi en aluminium. Ce déplacement du maximum ne résulte pas d'une modification du pH de l'extrait, consécutive à l'introduction du chlorure d'aluminium puisque, si l'on ajoute de l'acide chlorhydrique en excès dans l'extrait témoin, il n'y a pas de modification du spectre (fig. 13). L'effet hypsochrome que l'on observe à la suite de l'introduction de l'aluminium traduit donc bien la formation d'un complexe entre ce métal et le groupe de substances ou la substance dont le maximum d'absorption se situe à 2 810 Å. Ces substances correspondent vraisemblablement à des polyphénols ou à des acides phénols ; parmi ceux-ci, on peut signaler que la coumarine et l'acide para-coumarique possèdent en solution aqueuse des maxima d'absorption se situant dans cette zone (2 850 Å pour l'acide *para*-coumarique et 2 790 Å pour la coumarine).

Examen des électrophorégrammes en lumière naturelle et en lumière ultraviolette.

Les électrophorégrammes sur lesquels on a déposé les extraits aqueux concentrés sans aluminium présentent une tache jaune diffuse s'étalant dans la zone anodique de la bande de papier. Les électrophorégrammes correspondant aux extraits enrichis en Al^{+++} possèdent une tache identique mais entièrement localisée, dans ce cas-là, au niveau de la dépose. Ces taches correspondent sans doute à la présence de pigments colorés dont la mobilité s'atténue fortement en présence d'aluminium.

Aussi bien pour les extraits enrichis en Al^{+++} que pour ceux qui ne l'ont pas été, les électrophorégrammes examinés en UV donnent lieu à une fluorescence d'un bleu lumineux très accentué dans une zone se situant environ à 4-5 cm de la dépose, dans la partie anodique de la bande de papier ; cette fluorescence est comparable à celle que l'on obtient lorsque l'on soumet à l'électrophorèse une solution aqueuse d'acide para-coumarique, l'acide ortho-coumarique donnant lieu dans les mêmes conditions à une fluorescence d'un vert intense.

Révélation des électrophorégrammes à l'ériochromecyanine et répartition de l'aluminium contenu dans ces électrophorégrammes.

Les électrophorégrammes d'extraits enrichis en Al^{+++} se colorent en violet intense, d'une part à la dépose et d'autre part dans la zone qui donne lieu à la fluorescence bleue. La détermination quantitative de l'aluminium contenu dans les différentes zones des électrophorégrammes minéralisés confirme ces résultats (tabl. 28).

L'électrophorégramme correspondant à l'extrait aqueux non enrichi en Al^{+++} ne

se colore pas tandis que celui correspondant à une solution aqueuse d'aluminium concentrée sous vide se colore en violet intense au niveau de la dépose et dans la zone anodique, l'intensité de la couleur décroissant cependant assez vite au fur et à mesure que l'on progresse dans cette zone ; ce déplacement vers l'anode d'une partie de l'aluminium déposé n'est pas surprenant, les conditions de pH du tampon (9,2) entraînant l'existence d'ions aluminates négativement chargés. Quoi qu'il en soit, le fait important à retenir est qu'en présence d'un extrait aqueux concentré de pseudophylles de pins il y a entraînement parallèle de l'aluminium et des substances qui donnent lieu à la fluorescence bleue. Il y a donc de fortes présomptions pour qu'il y ait formation d'un complexe négativement chargé entre ces substances et Al^{+++}.

TABLEAU 28

Répartition de l'aluminium dans l'électrophorégramme d'un extrait aqueux de pseudophylles de Pin maritime enrichi en aluminium

Partie de l'électrophorégramme	Al^{+++} (en µg par bandes de papier de 3 × 5 cm découpées perpendiculairememt au sens de la migration)
Dépose	3,8
Zone comprise entre la dépose et la zone correspondant à la fluorescence bleue	0,0
Zone correspondant à la fluorescence bleue	9,3

c) *Conclusion*

L'examen des spectres UV des extraits aqueux de pseudophylles de Pin maritime enrichis ou non en Al^{+++} et l'électrophorèse de ces mêmes extraits concentrés sous vide permet de conclure que l'aluminium existe dans ces extraits à l'état de complexes organo-métalliques solubles, la partie organique de ces complexes étant vraisemblablement constituée par des acides-phénols ; les résultats obtenus au cours de ces quelques expériences paraissent prouver que l'acide *para*-coumarique ou un dérivé de ce dernier joue un rôle prépondérant dans la formation de ces complexes.

F. — Nature des substances organiques associées a l'aluminium dans des extraits aqueux d' « Erica scoparia »

a) *Technique utilisée*

Elle est strictement la même que celle mise en œuvre dans le cas des pseudophylles de Pin maritime (§ *E. a.*).

b) *Résultats obtenus et discussion*

Spectres ultraviolets.

L'extrait aqueux ne possède pas de maximum d'absorption et donne lieu à une absorption continue.

Examen des électrophorégrammes en lumière naturelle et en lumière ultraviolette.

Les électrophorégrammes correspondant aux extraits aqueux enrichis en aluminium présentent une tache jaune paille diffuse, située à environ 5 cm de la dépose (zone anodique) ; une autre tache, de teinte brune, est observée à 10 cm de la dépose (zone anodique). Pour les électrophorégrammes correspondant aux extraits aqueux enrichis en Al^{+++}, la tache jaune est localisée au niveau de la dépose alors que la tache brune occupe la même position.

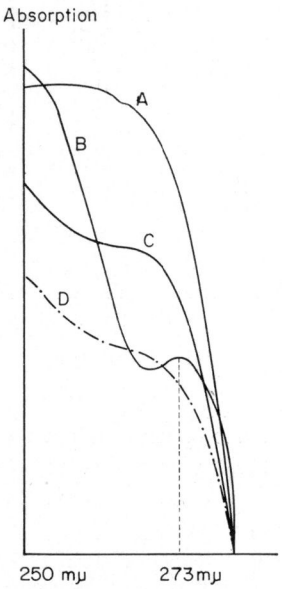


FIG. 14. — *Spectres d'absorption dans l'ultraviolet d'éluats de l'électrophorégramme d'un extrait aqueux concentré* d'Erica scoparia

A : Éluat de la zone de l'électrophorégramme correspondant à la dépose ;
B : Éluat de la zone de l'électrophorégramme correspondant à la fluorescence verte ;
C : Éluat de la zone de l'électrophorégramme correspondant à la fluorescence rose saumon ;
D : Éluat de la zone de l'électrophorégramme correspondant à la tache jaune.

L'examen à la lumière de Wood montre la présence de deux taches fluorescentes, l'une rose saumon située à environ 3 cm de la dépose (zone anodique) et l'autre d'un vert intense, située à environ 7 cm de la dépose (zone anodique). Les zones où figurent ces taches ont été éluées par 10 ml d'eau distillée durant une nuit et l'on a enregistré les spectres UV des éluats ainsi obtenus (fig. 14) : on note la présence d'un seul maximum d'absorption situé vers 2 730-2 740 Å pour l'éluat correspondant à la tache fluorescente verte. Ce maximum d'absorption est identique à celui que l'on peut observer dans le cas d'une solution aqueuse d'acide ortho-coumarique, acide qui donne précisément lieu à une fluorescence verte en lumière de Wood. Il y a donc de fortes présomptions pour que l'une des substances séparées par l'électrophorèse soit vraisemblablement un dérivé de ce composé.

Révélation des électrophorégrammes à l'ériochromecyanine et répartition de l'aluminium contenu dans ces électrophorégrammes.

Les électrophorégrammes correspondant aux extraits enrichis en Al^{+++} se colorent en violet intense, d'une part à la dépose et d'autre part au niveau de la zone où

l'on observe la fluorescence verte. La détermination quantitative de l'aluminium contenu dans les différentes zones des électrophorégrammes confirme ces résultats (tabl. 29).

TABLEAU 29

*Répartition de l'aluminium dans l'électrophorégramme d'un extrait aqueux d'*Erica scoparia *enrichi en aluminium*

Partie de l'électrophorégramme	Al^{+++} (en µg par bandes de papier de 3 × 5 cm découpées perpendiculairement au sens de la migration)
Dépose	13,2
Zone conprise entre la dépose et la zone correspondant à la fluorescence verte	0
Zone correspondant à la fluorescence verte	6,5

c) *Conclusion*

L'électrophorèse d'extraits aqueux d'*Erica scoparia* enrichis en Al^{+++} puis concentrés sous vide, l'examen des spectres UV des éluats obtenus à partir de ces électrophorégrammes et celui de la répartition de l'aluminium dans ces derniers indiquent que cet élément se trouve dans les extraits aqueux intégré dans des complexes organo-métalliques solubles, la partie organique de ces complexes étant vraisemblablement constituée par des acides-phénols, peut-être plus précisément par des dérivés de l'acide ortho-coumarique.

G. — Conclusion

L'étude systématique des rapports $\frac{Al^{+++}}{Fe^{+++}}$ dans la végétation en place, dans les litières en voie de décomposition et dans les substrats, démontre qu'il y a diminution progressive de ce rapport quand on passe de la végétation vivante aux horizons supérieurs des substrats : cette observation résulte du fait que l'aluminium est plus facilement entraîné des débris végétaux en voie de décomposition que le fer.

Ces observations sur le terrain sont confirmées par des expériences conduites, soit au laboratoire, soit dans les conditions naturelles, expériences qui montrent que l'aluminium provenant de fragments de végétaux passe plus facilement en solution dans l'eau que le fer ; ces résultats démontrent également que cet aluminium ne passe pas en solution sous forme ionique mais, vraisemblablement, engagé dans des complexes organo-métalliques, dans la constitution desquels des acides-phénols paraissent jouer un rôle prépondérant.

CHAPITRE IV

CONCLUSION DE LA DEUXIÈME PARTIE

Dans ce qui précède, on a pu établir les points suivants :

1° *En ce qui concerne la mobilisation de* Fe^{+++} *et de* Al^{+++}

a) Les acides organiques issus des litières paraissent mobiliser préférentiellement plus de fer que d'aluminium ;

b) A l'opposé, la végétation caractéristique de certains sols acides du Sud-Ouest atlantique (notamment les Éricacées et les pins maritimes) extrait du substrat plus d'aluminium que de fer.

2° *En ce qui concerne la redistribution de* Fe^{+++} *et de* Al^{+++}

a) La distribution actuelle de Al^{+++} et de Fe^{+++} le long de certains profils ne peut s'expliquer qu'en attribuant à l'aluminium une plus grande mobilité qu'au fer ; ce fait est particulièrement net pour les sols de la zone sableuse des Landes, où la texture grossière et l'absence de pouvoir absorbant n'opposent aucun frein à la redistribution des éléments minéraux et des substances humiques ; dans ces sols, en effet, l'indice d'entraînement de l'aluminium est presque toujours largement supérieur à celui du fer.

b) Il existe un parallélisme étroit entre les quantités de Al^{+++} et de Fe^{+++} associées aux acides humiques et la valeur du rapport $\frac{\text{acides fulviques}}{\text{acides humiques}}$, ce qui laisse supposer que ce sont les acides fulviques qui jouent le rôle essentiel dans les déplacements de Al^{+++} et de Fe^{+++}.

c) Il est, par contre, plus difficile de prouver que Al^{+++} et Fe^{+++} ont migré associés aux acides humiques proprement dits car on peut montrer que l'extraction de ces acides humiques libère des colloïdes minéraux auxquels peuvent être associés des composés du fer et de l'aluminium, lesquels ne sont peut-être pas toujours liés en même temps aux colloïdes humiques.

d) La solubilité dans l'eau des composés du fer que renferment certains végétaux est totalement différente de celle des composés de l'aluminium contenus dans ces mêmes végétaux : nulle dans le cas du fer, cette solubilité est, par contre, très importante dans le cas de l'aluminium.

L'interprétation générale de ces résultats peut être donnée sous forme d'un schéma (fig. 15), qui rend compte du rôle essentiel joué par la végétation dans la dynamique de l'aluminium des sols acides du Sud-Ouest atlantique.

Ce schéma montre que la végétation intervient doublement dans la mobilisation et la redistribution de Al^{+++} et de Fe^{+++} :

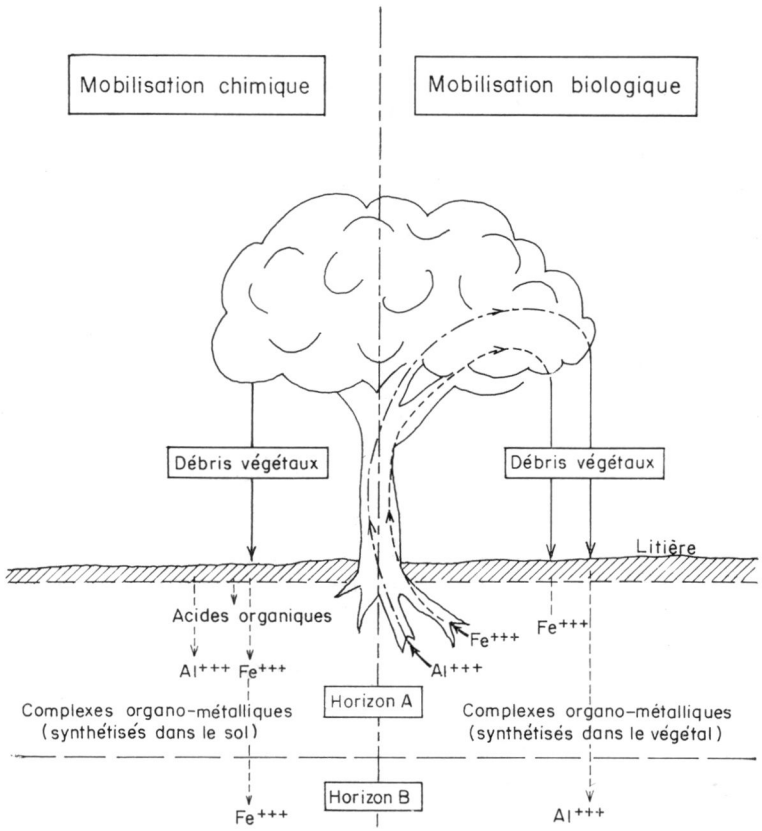


FIG. 15. — *Influence de la végétation sur la mobilisation et la redistribution de l'aluminium et du fer dans les sols acides du Sud-Ouest atlantique*

— d'abord en mobilisant directement, au niveau des racines, des formes de Al^{+++} et de Fe^{+++} provenant des minéraux originels ; ces éléments ainsi mobilisés sont absorbés par les plantes au sein desquelles ils sont transformés en complexes organo-métalliques qui reviennent ensuite au sol en même temps que les débris végétaux. On pourrait donc s'attendre à un enrichissement relatif des horizons de surface en aluminium puisque ces débris végétaux sont plus riches en Al^{+++} qu'en Fe^{+++} ; en fait, on observe le contraire en raison de la grande solubilité dans l'eau des complexes contenant l'aluminium et de l'absence de solubilité de ceux contenant le fer ;

— la végétation intervient aussi en engendrant des acides organiques qui participent à l'altération de la fraction minérale du sol : cette forme d'altération paraît intéresser beaucoup plus le fer que l'aluminium, c'est du moins ce qu'ont montré les

quelques expériences relatées dans le chapitre I dont les résultats concordent, dans une certaine mesure, avec ceux de BLOOMFIELD (1954), lequel a montré que l'action dissolvante d'extraits aqueux de végétaux était beaucoup plus marquée pour le fer que pour l'aluminium.

On peut donc dire que l'aluminium contenu dans les horizons illuviaux de certains sols acides du Sud-Ouest atlantique (notamment les podzols landais) possède une origine essentiellement biologique puisque ces horizons ont un rapport Al^{+++}/Fe^{+++} nettement supérieur à celui des horizons de surface : on aurait dû observer l'inverse si l'altération chimique, qui dans ces sols intéresse d'abord le fer, avait surtout joué. Par contre, l'insolubilité à peu près totale des composés du fer existant dans les débris végétaux retombant au sol conduit à considérer que les formes de ce métal qui ont enrichi les horizons illuviaux des podzols landais sont essentiellement le produit d'une altération chimique de la fraction minérale du sol.

En définitive, la végétation naturelle des sols acides du Sud-Ouest atlantique paraît devoir jouer un rôle fondamental dans la mobilisation et le transport de l'aluminium. Les mécanismes précis qui interviennent dans ces phénomènes, notamment dans les phénomènes de mobilisation biologique au niveau des racines, restent encore à élucider pour la plupart : il est probable que l'identification et l'étude des propriétés des exsudats radiculaires produits par cette végétation pourraient permettre d'éclairer, au moins partiellement, ce problème.

ALUMINIUM ÉCHANGEABLE ET MISE EN VALEUR DES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE

CHAPITRE I

PHYTOTOXICITÉ DE L'ALUMINIUM

1. Rappel bibliographique sommaire

Il y aura bientôt un demi-siècle que HARTWELL et PEMBER démontrèrent de manière rigoureuse que la présence d'aluminium mobile était l'un des principaux facteurs susceptibles d'expliquer l'effet dépressif qu'exerce, sur la croissance de certaines espèces végétales, l'excès d'acidité des sols ; c'est en effet en 1918 que ces auteurs établirent les points suivants :

1° Le Seigle et l'Orge ont un comportement différent en sol acide, uniquement parce que l'une de ces deux plantes est très résistante à l'excès d'aluminium (le Seigle) et l'autre très sensible (l'Orge). Ces deux espèces réagissent en effet de manière identique, en culture sur sable, d'une part à une très forte acidité et d'autre part à un excès de manganèse, élément souvent mis en cause dans les accidents de végétation se produisant en sols très acides.

2° L'influence toxique de l'aluminium se manifeste surtout vis-à-vis de l'appareil radiculaire dont le développement peut être totalement inhibé.

3° L'effet bénéfique d'un apport complémentaire de phosphate, en solution nutritive ou dans les sols, ne résulte pas de la correction d'une éventuelle carence en acide phosphorique qu'aurait pu provoquer la formation d'un précipité de phosphate d'aluminium mais de l'atténuation ou de la disparition de la toxicité de l'aluminium, qui précipite à la suite de l'apport d'un excès d'acide phosphorique ; HARTWELL et PEMBER ont d'ailleurs utilisé le terme de « phosphatage » pour bien souligner que cet apport complémentaire de phosphate équivaut, au point de vue de la diminution de l'activité de Al^{+++}, à la réalisation d'un chaulage.

4° Un apport d'azote sous forme strictement ammoniacale, dans un milieu riche en Al^{+++}, entraîne une acidification de ce milieu et, partant, une aggravation des symptômes d'intoxication par l'aluminium, dont l'activité augmente en milieu acide.

Depuis, un très grand nombre de travaux ont été consacrés à l'étude de la toxicité de l'aluminium vis-à-vis de la plupart des espèces végétales cultivées ; parmi les plus récents, on peut citer ceux de AHMAD (1960), HORTENSTINE et FISKELL (1961), RAGLAND et COLEMAN (1962), VOSE et RANDALL (1962-1963), RATNER, SMIRNOV et HUANG HONG SHU (1962), DIOS VIDAL et BROYER (1962), HESSE (1963), HIATT AMOS et MASSEY (1963), TAKAHASHI (1963), FOY et BROWN (1963-1964), YOSHIDA et SAKAI (1963), HOFFMAN (1964), CATE et SUKHAI (1964).

La sensibilité à l'excès d'aluminium dépend essentiellement de l'espèce végétale considérée : l'Orge est toujours citée comme l'une des plantes les plus sensibles mais la toxicité se manifeste, également pour de faibles doses de Al^{+++}, dans le cas de la majorité des Légumineuses, du Riz, du Millet, de la Betterave, de la Moutarde et de nombreuses plantes maraîchères (notamment : l'Épinard, le Céleri, la Laitue). L'Avoine et le Blé sont un peu moins sensibles et le Maïs beaucoup moins encore. Par contre, certaines espèces ont la propriété de pouvoir accumuler sans inconvénient d'importantes quantités d'aluminium ; on rappellera à ce sujet les observations, déjà mentionnées dans la deuxième partie de ce travail, de Smith (1904), Chenery (1948), Harris (1961), Humphreys et Truman (1964). L'énorme différence de sensibilité des plantes vis-à-vis de l'excès d'aluminium constitue l'un des éléments de base permettant peut-être de résoudre certains problèmes d'écologie (Clymo, 1962).

Les symptômes d'intoxication par Al^{+++} sont très peu caractéristiques, il faut reconnaître d'ailleurs qu'il en est bien souvent de même pour la plupart des éléments phytotoxiques. Le caractère le plus constant est le nanisme ou même l'arrêt total de la croissance du végétal ; cette atrophie intéresse surtout le système radiculaire dont la morphologie peut se trouver en outre profondément modifiée : les racines s'épaississent, brunissent et s'enroulent sur elles-mêmes ; Ahmad (1960) a utilisé le terme « coralloïde » pour qualifier le mode d'enroulement bien particulier des racines d'un maïs fortement intoxiqué par Al^{+++}. En ce qui concerne les parties aériennes, celles-ci peuvent, dans les cas les plus graves, jaunir et se dessécher ; un symptôme assez fréquent est le rougissement général de la plante, rougissement tout à fait comparable à celui que l'on peut observer à la suite d'une sévère carence en acide phosphorique : c'est d'ailleurs ce type de symptôme qui a amené beaucoup d'auteurs à essayer de relier la toxicité de l'aluminium à un trouble dans le métabolisme de l'acide phosphorique. En fait, les mécanismes qui interviennent au cours des phénomènes d'intoxication par Al^{+++} sont encore hypothétiques : d'après Stoklasa (1911), l'aluminium provoquerait une coagulation des protéines ; Hortenstine et Fiskell (1961), Takahashi (1963), Johnson et Jackson (1964) ont plus particulièrement insisté sur l'effet dépressif exercé par Al^{+++} sur l'absorption et le transport de Ca^{++} dans la plante ; Hiatt, Amos et Massey (1963) ainsi que Liebig, Vanselow et Chapman (1942) ont montré qu'il y avait également antagonisme entre l'absorption du cuivre et celle de l'aluminium ; Dios-Vidal et Broyer (1962) ont mis l'accent sur le fait qu'il était possible, en solution nutritive, d'annihiler l'effet toxique de l'aluminium vis-à-vis du Maïs si l'on augmentait les doses de magnésium présentes dans le milieu nutritif, ce qui peut laisser supposer qu'il existe peut-être aussi un antagonisme entre l'absorption de Al^{+++} et celle de Mg^{++}. Dans le même ordre d'idées, on peut aussi signaler que Chamura et Hoski (1962) ont remarqué que la présence de Al^{+++} déprimait l'absorption de K^{+} par le Sorgho et le Maïs. En fait, la plupart des auteurs ont cherché à associer la toxicité de l'aluminium à une perturbation de la nutrition phosphatée des plantes ; c'est ainsi que, d'après Foy et Brown (1964), l'excès d'aluminium entraînerait une simple carence en acide phosphorique et que l'on pourrait expliquer la résistance variable des plantes à l'excès de Al^{+++} en faisant intervenir leur aptitude à utiliser plus ou moins facilement l'anion phosphorique en présence de fortes quantités d'aluminium. Ragland et Coleman (1962) et plus récemment Randall et Vose (1963) ont cependant montré que le problème était beaucoup plus complexe, l'aluminium pouvant, bien au contraire, stimuler à

faible dose l'absorption de P. On doit signaler également que quelques chercheurs, notamment BERTRAND (1931) et HACKETT (1962), ont émis l'hypothèse que l'aluminium pouvait, à faible concentration, jouer un rôle bénéfique dans le métabolisme du végétal ; en fait, d'après HUTCHINSON (1945), il serait possible que cet effet bénéfique résulte en partie de la présence de traces de gallium accompagnant les sels d'aluminium utilisés pour la préparation des milieux nutritifs.

L'abondante littérature consacrée à l'étude de l'aspect physiologique de la toxicité de l'aluminium indique bien qu'il s'agit là d'un problème qui est loin d'être résolu, aussi nous bornerons-nous à relater, dans ce qui suit, quelques expériences relatives à l'influence de Al^{+++} sur le développement et sur certains aspects de la nutrition minérale du Maïs, cette plante représentant le matériel végétal essentiel utilisé pour la mise en valeur des sols acides du Sud-Ouest atlantique, lesquels sont précisément souvent très riches en aluminium mobile. L'étude de l'influence de l'aluminium sur la croissance de jeunes plantules de Pin maritime sera également abordée, en raison de l'extension de cette espèce dans la majorité des sols sableux des Landes et du rôle qu'elle semble jouer dans la dynamique de l'aluminium des sols de cette région.

2. Influence de l'aluminium sur le développement et la nutrition minérale de jeunes plantules de Maïs cultivées sur sable

A. — TECHNIQUE EXPÉRIMENTALE UTILISÉE

a) *Milieu de culture*

Il est constitué par du sable type « sable de Fontainebleau », lavé à l'acide chlorhydrique concentré et tamisé à 2 mm. Ce sable est introduit dans une allonge de verre de

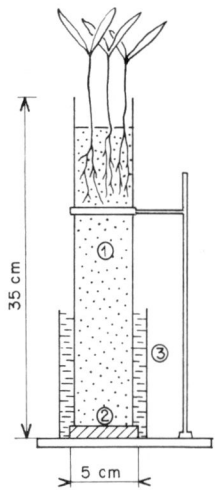


FIG. 16. — *Dispositif utilisé pour étudier l'influence de l'aluminium sur la croissance de jeunes plantules de Maïs.*
1 : allonge contenant du sable de Fontainebleau;
2 : grille de nylon ;
3 : bécher de 400 ml contenant la solution nutritive.

35 cm de hauteur et de 5 cm de diamètre, munie à sa partie inférieure d'une toile de nylon à très petites mailles. L'allonge, qui contient environ 750 g de sable, est plongée dans un bécher de 400 ml, dans lequel on verse la solution nutritive (fig. 16), qui remonte par capillarité jusqu'à la partie supérieure du sable. Ce dispositif permet de suivre le développement de l'appareil radiculaire en fonction des différents traitements appliqués.

b) *Matériel végétal*

On sème dans chaque allonge 3 graines de Maïs variété *I.N.R.A. 260.*

c) *Solution nutritive*

La composition de la solution nutritive utilisée figure dans le tableau 30. Elle est renouvelée une fois par semaine, les allonges étant préalablement rincées à l'eau distillée ; les béchers sont maintenus à niveau constant par addition journalière de solution nutritive fraîchement préparée.

TABLEAU 30

Composition de la solution nutritive utilisée pour la culture sur sable du Maïs

$(NO_3)_2Ca$	PO_4H_2K	ClK	NO_3K	SO_4Mg	Oligo-éléments en mg/l					
					Mn^{++}	Zn^{++}	Cu^{++}	B	Mo	Fe^{+++}
0,001 8 M	0,002 5 M	0,000 3 M	0,001 0 M	0,002 0 M	0,68	0,08	0,03	0,5	0,01	1,4

B. — TRAITEMENTS

On a étudié l'influence de quatre concentrations en aluminium : 0, 10, 50, 200 mg de métal par litre ; ce dernier a été apporté sous forme de chlorure d'aluminium (Merck P.A.), chaque traitement comportant 4 répétitions.

Les apports ont été réalisés selon deux modes différents :

Apport simultané de l'aluminium et de la solution nutritive

Des parties aliquotes de la solution nutritive ont été enrichies en aluminium pour parvenir aux concentrations choisies (10, 50, 200 mg de Al^{+++}/litre). Les pH des solutions nutritives enrichies ou non en aluminium ont été ensuite ajustés à 4 par addition de soude ou d'acide chlorhydrique.

Apport séparé dans le temps de l'aluminium et de la solution nutritive

Pendant 3 jours, les allonges reçoivent la solution nutritive seule ;

au bout de ces 3 jours, la solution nutritive est remplacée, après rinçage des allonges à l'eau distillée, par une solution aqueuse de chlorure d'aluminium correspondant à 0, 10, 50 et 200 mg de Al^{+++}/litre, dont le pH a été également ajusté à 4.

Après 3 jours de contact avec les solutions d'aluminium, les allonges sont rincées à l'eau distillée et on les remet en contact, à nouveau pendant 3 jours, avec la solution nutritive.

Ces apports séparés ont été réalisés de manière à mettre en évidence un éventuel effet dépressif de l'aluminium sur l'absorption d'autres éléments minéraux et à éviter (notamment dans le cas de l'acide phosphorique) la précipitation, au sein de la solution, de certains de ces éléments.

C. — Déterminations effectuées

Chacun des deux essais a duré 5 semaines ; au bout de ce laps de temps, les jeunes plantules ont été récoltées et les déterminations suivantes ont été effectuées :

— pesée des parties aériennes (matière végétale fraîche et matière végétale séchée à 105°C) ;

— pesée de l'appareil radiculaire (matière végétale séchée à 105°C) ;

— mesure des concentrations en aluminium, en acide phosphorique, en calcium, en magnésium et en potassium des parties aériennes.

Les détails relatifs aux techniques de dosage utilisées sont donnés en appendice.

D. — Résultats obtenus
(fig. 17 et 18 ; tabl. 31, 32, 33 et 34)

L'influence des traitements commence à se manifester vers le dixième jour environ qui suit leur application ; elle est surtout très marquée pour les traitements correspondant aux apports de 50 et de 200 mg d'aluminium par litre, que ces apports

TABLEAU 31

Influence de l'aluminium sur le développement de jeunes plantules de Maïs âgées de 5 semaines
(Apports simultanés de l'aluminium et de la solution nutritive)

Traitement (1)	Récolte matière fraîche (2)		Récolte matière sèche (3)			
	Parties aériennes	Variation (4)	Parties aériennes	Variation (4)	Racines	Variation (4)
0	25,570	0	3,030	0	1,240	0
10	21,840	15	2,370	22	0,880	29
50	15,840	38	1,920	37	0,780	37
200	0,720	97	0,130	96	0,040	97

(1) Traitement : mg d'aluminium contenus dans 1 litre de solution nutritive (pH ajusté à 4).
(2) Poids de la matière fraîche (en grammes) correspondant à 1 pied de maïs (moyenne de 4 répétitions).
(3) Poids de la matière végétale (en grammes) séchée à 105°C correspondant à 1 pied de maïs (moyenne de 4 répétitions).
(4) Diminution du rendement (en p. 100 par rapport au traitement témoin).

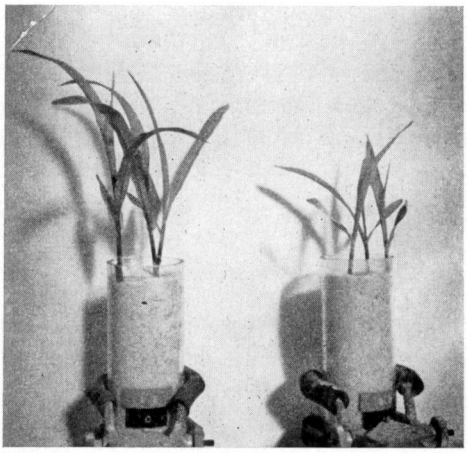


FIG. 17. — *Influence de l'aluminium sur la croissance des parties aériennes de jeunes plantules de Maïs cultivées sur sable*

A gauche : Maïs recevant une solution nutritive sans aluminium
A droite ; Maïs recevant une solution nutritive contenant 50 mg d'aluminium par litre.

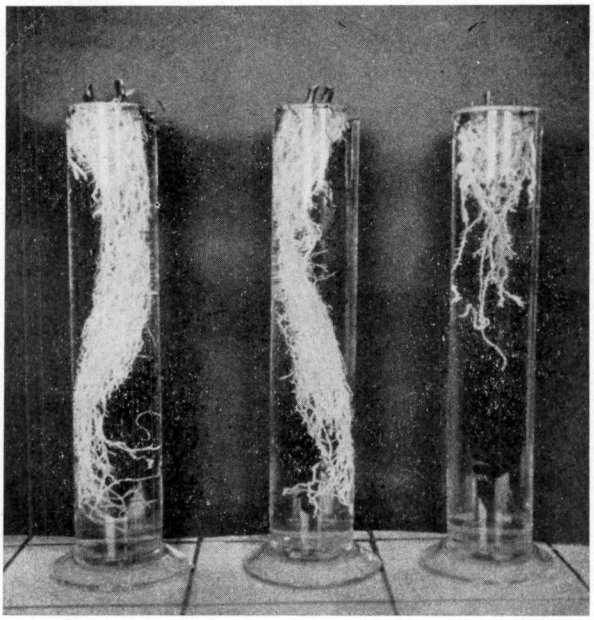


FIG. 18. — *Influence de l'aluminium sur le développement de l'appareil radiculaire de jeunes plantules de Maïs cultivées sur sable*
De gauche à droite :

Maïs alimenté à l'aide d'une solution nutritive dépourvue d'aluminium.
Maïs alimenté à l'aide d'une solution nutritive contenant 10 mg de Al^{+++}/litre.
Maïs alimenté à l'aide d'une solution nutritive contenant 50 mg de Al^{+++}/litre.

soient effectués séparément ou en même temps que ceux de la solution nutritive. On observe un rougissement des feuilles, qui débute par la base de la nervure centrale et s'accentue rapidement ; l'extrémité des feuilles les plus âgées se dessèche sans jaunissement préalable et, pour la dose d'aluminium la plus élevée, ce dessèchement gagne l'ensemble de la plantule qui ne tarde pas à mourir. Parallèlement, on observe que les racines des plantes les plus atteintes brunissent ; elles sont très peu ramifiées, s'enroulent sur elles-mêmes et ne descendent pas au-delà des 5 premiers centimètres de la partie supérieure de l'allonge.

TABLEAU 32

Influence de l'aluminium sur le développement de jeunes plantules de Maïs âgées de 5 semaines

(Apports séparés dans le temps de la solution nutritive et de l'aluminium)

Traitement (1)	Mat. fraîche (2)	Matière sèche (2)	
	Parties aériennes	Parties aériennes	Racines
0	0	0	0
10	7	12	0
50	63	60	47
200	84	80	80

(1) mg d'aluminium par litre d'eau distillée (pH ajusté à 4).
(2) Diminution du rendement (en % par rapport au traitement témoin).

TABLEAU 33

Influence de l'aluminium sur les quantités d'éléments minéraux contenues dans les parties aériennes de jeunes plantules de Maïs âgées de cinq semaines

(Apports séparés dans le temps de l'aluminium et de la solution nutritive)

Traitement (1)	Concentration en éléments minéraux (2)				
	Al^{+++}	P_2O_5	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}
0	traces	6 290	17 900	4 500	1 730
10	23	6 830	19 280	4 900	1 920
50	50	7 190	18 850	5 080	2 080
200	255	7 610	20 810	4 370	2 330

(1) Traitement : mg d'aluminium contenus dans 1 litre d'eau distillée (pH ajusté à 4).
(2) En mg par kg de matière végétale séchée à 105°C (moyenne de 4 répétitions).

Les pesées du matériel végétal indiquent que, pour la plus forte dose d'aluminium (200 mg/litre), la récolte est réduite à peu près à néant et cela quel que soit le mode d'apport du métal. La baisse de rendement s'observe dès la dose de 10 mg/litre et cette baisse intéresse, dans les mêmes proportions, le système radiculaire et le système aérien.

TABLEAU 34

Influence de l'aluminium sur les quantités d'éléments minéraux contenues dans les parties aériennes de jeunes plantules de Maïs âgées de cinq semaines

(Apports simultanés de l'aluminium et de la solution nutritive)

Traitement (1)	Concentration en éléments minéraux (2)				
	Al^{+++}	P_2O_5	K^+	Ca^{++}	Mg^{++}
0	traces	7 140	22 230	3 590	2 790
10	31	8 150	26 150	4 800	3 530
50	32	5 600	25 550	4 320	3 330
200	860	6 700	36 800	4 030	2 300

(1) Traitement : mg d'aluminium contenus dans 1 litre de solution nutritive (pH ajusté à 4).
(2) En mg par kg de matière végétale séchée à 105°C (moyenne de 4 répétitions).

La détermination des concentrations en éléments minéraux démontre qu'il y a une influence nette du mode d'apport de l'aluminium ; l'apport simultané du métal et de la solution nutritive se traduit en effet par les phénomènes suivants :

— diminution du taux de phosphore pour les doses les plus élevées de Al^{+++} ;

— légère augmentation du taux de calcium et diminution de ce dernier dans le cas de la dose la plus élevée d'aluminium ;

— augmentation assez nette du taux de magnésium (pour les doses 10 et 50 mg de Al^{+++}/litre) suivie d'une diminution brusque pour la dose la plus élevée (200 mg/litre) ;

— augmentation très nette du taux de potassium quand la concentration en Al^{+++} de la solution augmente ;

Les apports séparés dans le temps de l'aluminium et de la solution nutritive se traduisent par :

— une augmentation régulière des taux de phosphore et de magnésium quand la concentration en Al^{+++} de la solution nutritive croît ;

— une légère augmentation du taux de calcium et un accroissement régulier de celui du potassium quand s'élèvent les doses de Al^{+++} présentes dans le milieu nutritif.

Quel que soit le mode d'apport utilisé, on ne note une augmentation sensible du taux de Al^{+++} dans les parties aériennes que pour la dose la plus élevée d'aluminium (200 mg/litre).

E. — Discussion des résultats

La comparaison des poids de récolte obtenus pour les deux modes d'apport de l'aluminium prouve que la diminution des rendements est bien due à un effet toxique de l'aluminium et non pas à une carence en un élément minéral qui aurait pu précipiter dans la solution en présence des plus fortes concentrations en Al^{+++}. L'absence de développement du système radiculaire et la modification profonde de la morphologie de ce dernier paraissent confirmer cette conclusion.

Quel que soit le mode d'apport de l'aluminium, on note une stimulation très nette de l'absorption du potassium ; cette stimulation s'observe également, en présence des faibles doses de Al^{+++}, pour Mg^{++}, Ca^{++} et P mais, par contre, pour les plus fortes concentrations en aluminium cette stimulation ne subsiste que dans le cas des apports séparés de l'aluminium et de la solution nutritive. Il est probable que la diminution de l'absorption de P résulte d'un abaissement de l'activité de l'anion phosphorique quand ce dernier est placé en présence des plus fortes doses de Al^{+++}. Le cas du magnésium et celui du calcium sont plus difficilement interprétables car il peut y avoir, en effet, soit réellement antagonisme d'absorption entre Ca^{++} et Al^{+++} ou Mg^{++} et Al^{+++} comme le pensent certains auteurs (Hortenstine et Fiskell, 1961 ; Takahashi, 1963 ; Johnson et Jackson, 1964), soit formation, au sein de la solution nutritive, de complexes particulièrement stables résultant de l'association entre l'aluminium et le magnésium ou l'aluminium et le calcium (Vajsntein et Lebedev, 1961), complexes qui seraient peu ou pas utilisables par le végétal, soit encore coprécipitation dans la solution nutritive de l'anion phosphorique, de l'aluminium et des alcalino-terreux.

En résumé, les résultats obtenus montrent que, pour les plus faibles doses de Al^{+++}, il y a stimulation de l'absorption de P, de K^{+}, de Mg^{++} et de Ca^{++} par les jeunes plantules de Maïs ; le phénomène s'inverse dans certains cas pour les plus fortes doses de Al^{+++} quand le métal est ajouté dans la solution nutritive mais la stimulation subsiste, même pour les plus fortes doses de Al^{+++}, quand les apports du métal et ceux de la solution nutritive sont séparés dans le temps.

Cette stimulation générale de l'absorption minérale pourrait peut-être s'expliquer par une modification de la perméabilité des parois cellulaires, cette stimulation pouvant être masquée par la précipitation ou l'inactivation de certains des éléments minéraux de la solution nutritive, dans le cas où les plus fortes doses d'aluminium sont introduites dans celle-ci.

3. Influence de l'aluminium sur l'absorption du phosphore par des racines excisées de Maïs

Il ressort des expériences décrites ci-dessus que l'aluminium paraît favoriser l'absorption de l'anion phosphorique par les jeunes plantules de Maïs ; pour essayer de préciser ce point, on a étudié l'absorption de cet anion par des racines excisées provenant de plantules de Maïs, en présence de doses croissantes d'aluminium.

A. — Technique expérimentale utilisée

Les racines ont été prélevées sur de jeunes plantules de Maïs (variété *I.N.R.A. 260*) âgées de 3 semaines, qui ont été cultivées sur un milieu inerte (quartz pur) imprégné d'une solution nutritive identique à celle utilisée dans l'expérience précédente, la concentration en phosphate étant cependant dix fois plus faible.

Les racines prélevées ont été lavées plusieurs fois à l'eau distillée, séchées rapidement entre deux feuilles de papier-filtre, puis découpées en morceaux de 1 cm de longueur environ ; on a introduit 1 g des fragments de racines ainsi préparés dans une fiole d'Erlenmeyer dans laquelle on a ajouté ensuite 100 ml d'une solution aqueuse de phosphate monopotassique enrichie en aluminium. Le récipient a été placé à température constante (20°C) pendant 16 heures et, au bout de ce laps de temps, on a séparé, par filtration, la solution phosphatée des fragments de racines. L'acide phosphorique a été dosé simultanément dans la solution phosphatée qui est demeurée en contact avec les racines et dans une partie aliquote de la solution initiale : on a donc pu calculer, par différence, les quantités d'acide phosphorique effectivement absorbées par les racines en présence des différentes doses d'aluminium.

B. — Traitements effectués

Quatre séries d'essais ont été effectuées :

a) *Influence de doses croissantes de Al^{+++} sur l'absorption de P à partir d'une solution aqueuse de phosphate monopotassique de concentration donnée*

On a ajouté à une solution phosphatée de concentration donnée (20 mg PO_4H_2K/litre) des quantités croissantes de Al^{+++} : 0, 5 ,10, 30, 50, 200 mg de métal/litre (chlorure d'aluminium Merck P.A.).

b) *Influence de la concentration en phosphate sur l'effet exercé par une concentration donnée de Al^{+++} sur l'absorption de P*

On a comparé l'influence d'une dose d'aluminium (10 mg/litre) sur l'absorption de P pour différentes concentrations en phosphate de la solution (2, 20, 30, 60, 200 mg PO_4H_2K/litre). On a également comparé l'influence de deux concentrations extrêmes en phosphate monopotassique (20 et 200 mg/litre) en présence d'une dose plus élevée de Al^{+++} (100 mg/litre).

c) *Influence de la nature du cation introduit dans la solution phosphatée sur l'absorption de P*

On a déterminé l'influence qu'exerce la nature du cation sur l'absorption de P par les racines excisées en ajoutant à une solution phosphatée de concentration donnée (20 mg PO_4H_2K/litre) des quantités équivalentes de Ca^{++}, K^{+} et Al^{+++} associées à un même anion (Cl^{-}).

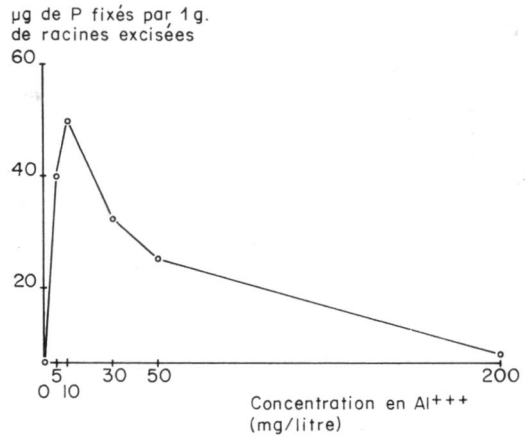


FIG. 19. — *Influence de concentrations croissantes en Al^{+++} sur l'absorption de P par des racines excisées de Maïs à partir d'une solution aqueuse de phosphate monopotassique*
(Durée de l'absorption : 16 h)

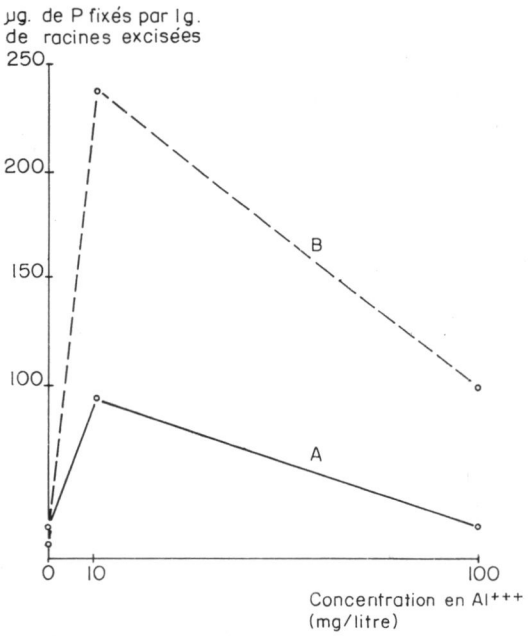


FIG. 20. — *Influence de la concentration en phosphate et de la concentration en aluminium sur l'absorption de P par des racines excisées de Maïs*
(Durée de l'absorption 16 h)
A : 20 mg PO_4H_2K/litre B : 200 mg PO_4H_2K/litre.

d) *Effet exercé par l'aluminium sur l'absorption de P en fonction de l'état des racines*

On a comparé l'influence de Al^{+++} sur l'absorption de P par des racines excisées vivantes et par des racines excisées que l'on a préalablement tuées en les plongeant durant 15 minutes dans un récipient d'eau portée à ébullition.

Dans ces quatre séries d'essais, tous les traitements ont comporté chacun 3 répétitions.

C. — Résultats obtenus

Pour une concentration donnée en phosphate, il y a stimulation par l'aluminium de l'absorption de P par les racines excisées, l'effet maximum se manifestant pour des concentrations en Al^{+++} de l'ordre de 5 à 10 mg/litre (fig. 19). Cet effet stimulant

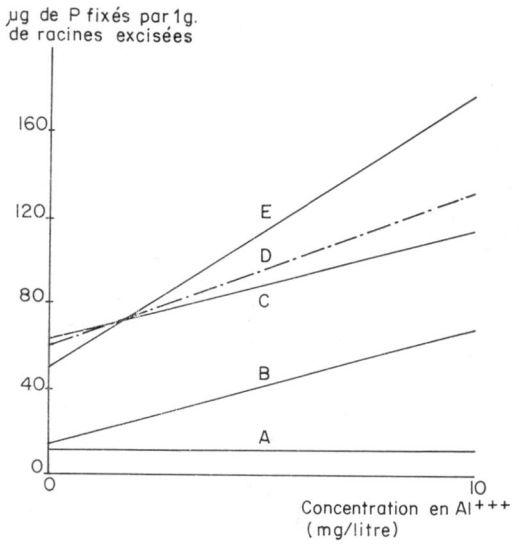


Fig. 21. — *Influence de la concentration en phosphate sur l'effet exercé par une dose donnée d'Al^{+++} (10 mg de métal/litre) sur l'absorption de P par des racines excisées de Maïs*

(Durée de l'absorption : 16 h)
A : 2 mg PO_4H_2K/litre. B : 20 mg PO_4H_2K/litre. C : 30 mg PO_4H_2K/litre.
D : 60 mg PO_4H_2K/litre. E : 200 mg PO_4H_2K/litre.

paraît s'estomper pour les concentrations en Al^{+++} les plus élevées : en fait, la figure 20 montre que, pour des concentrations en aluminium importantes (100 mg/litre), il y a encore stimulation très nette de l'absorption si la concentration en phosphate est suffisamment élevée : l'influence stimulante d'une dose donnée de Al^{+++} prend en effet de plus en plus d'importance quand la teneur en phosphate augmente (fig. 21).

Pour des concentrations équivalentes de métal, l'aluminium stimule fortement l'absorption de P par les racines, le calcium légèrement, tandis que le potassium n'exerce pratiquement aucune influence (fig. 22).

L'accroissement de l'absorption de P dû à la présence de Al^{+++} se manifeste même pour les racines tuées par l'eau portée à ébullition (fig. 23).

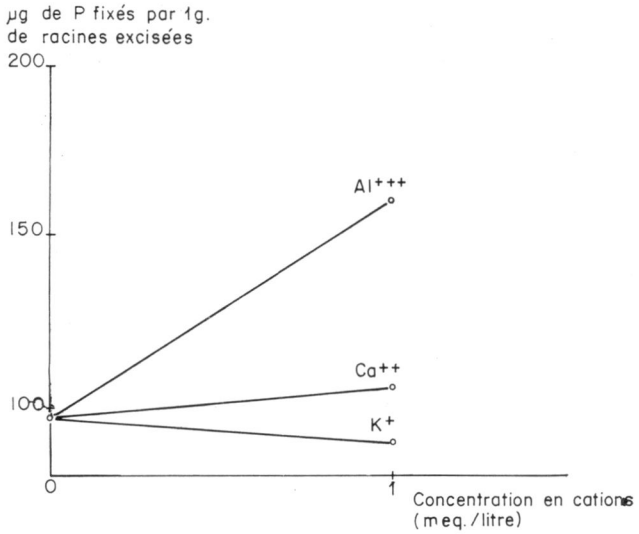


FIG. 22. — *Influence de la nature du cation associé au phosphate sur l'absorption de P par des racines excisées de Maïs*
(Durée de l'absorption : 16 h)

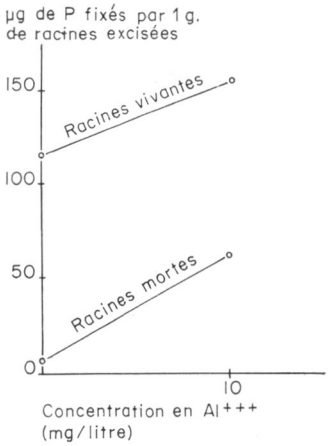


FIG. 23. — *Effet exercé par l'aluminium sur l'absorption de P en fonction de l'état des racines.*
(Durée de l'absorption : 16 h)

D. — Discussion des résultats

De nombreuses hypothèses ont été avancées pour expliquer l'influence perturbatrice de l'aluminium sur la nutrition phosphatée des plantes ; beaucoup d'auteurs pensent notamment que cette influence résulte essentiellement d'une carence en acide phosphorique provoquée par la précipitation de phosphate d'aluminium dans le milieu nutritif, à la surface des racines ou à l'intérieur même du végétal (Magistad 1925 ; Wallihan, 1948 ; Whright et Donahue, 1953 ; Foy et Brown, 1964). Pourtant, Ragland et Coleman (1962) ont montré que le problème était plus complexe, de faibles concentrations en Al^{+++} pouvant stimuler l'absorption de P par des racines excisées de Haricot ; Randall et Vose (1963) ont confirmé et précisé ces observations : d'après eux, l'influence favorable exercée par Al^{+++} sur l'absorption de P serait due, soit à l'action stimulante qu'exerce ce métal sur la réduction du cytochrome *c* (Horecker, Stotz et Hogness, 1939), soit à une manifestation de l'effet Viets (1944). Ragland et Coleman émettent cependant des doutes quant à une influence du type effet Viets, le prétraitement des racines par le calcium ne modifiant pas dans ce cas-là l'absorption des autres ions, alors que le prétraitement des racines par Al^{+++} modifie cette absorption.

Les résultats exposés ci-dessus tendent à prouver que l'on doit sans doute attribuer l'influence stimulante de Al^{+++} sur l'absorption de P à une modification de la perméabilité cellulaire : la meilleure preuve en est fournie par le fait que cette influence stimulante subsiste même pour les racines préalablement tuées. Cette influence subsiste également pour les fortes doses de Al^{+++}, à condition que la concentration en phosphate du milieu soit suffisamment élevée pour compenser la diminution de l'activité de l'anion résultant de la présence d'une importante quantité de Al^{+++}.

Il semble donc que les mécanismes qui jouent un rôle dans la stimulation de l'absorption de P soient de même nature que ceux qui favorisent l'absorption de K^{+}, Ca^{++} et Mg^{++} lorsque l'on sépare dans le temps les apports de Al^{+++} de ceux de la solution nutritive. Dans ces conditions, il paraît difficile d'assimiler l'effet toxique de l'aluminium à une simple carence induite en acide phosphorique : les mécanismes qui interviennent au cours de ces phénomènes d'intoxication restent encore à découvrir.

4. Influence de l'aluminium sur la croissance de jeunes plantules de Pin maritime

A. — Technique expérimentale utilisée

Les semences de pins préalablement traitées par le froid ont été mises à germer dans de la sciure maintenue humide ; 15 jours après la germination, les jeunes plantules ont été repiquées dans des pots (9 plants par pot) contenant chacun 17 kg de sable dunaire provenant de la forêt domaniale de Biscarosse (Landes). Ces récipients, du type « pot Riviera », reçoivent 1 litre de solution nutritive qui remonte dans le sable par capillarité ; la solution nutritive est une solution aqueuse de nitrate de potassium contenant 75 mg d'azote par litre. Cette solution est renouvelée tous les

8 jours ; toutes les 3 semaines, les pots sont abondamment rincés à l'eau déminéralisée et l'on substitue alors pendant 8 jours à la solution de nitrate de potassium une solution de phosphate monopotassique contenant 20 mg de sel/litre.

B. — Traitements effectués

On ajoute, dans la solution de nitrate, des quantités de chlorure d'aluminium (Merck P.A.) correspondant à 0, 10, 50 et 200 mg de Al^{+++} par litre. Le pH des solutions nutritives est ensuite ajusté à 4 par addition d'acide chlorhydrique.

Chaque traitement comporte 4 répétitions.

C — Observations et déterminations

Huit mois après le repiquage des jeunes plantules dans le sable dunaire, on a mesuré leur hauteur et l'on a calculé les moyennes correspondant à chaque traitement ; compte tenu de l'hétérogénéité du matériel végétal qui provient d'un semis, on a calculé les plus petites différences significatives pour les probabilités P = 0,01 — 0,05 et 0,1.

D — Résultats obtenus
(fig. 24 et 25, tabl. 35)

Contrairement à ce que l'on peut observer dans le cas du maïs, les effets inhibiteurs de la plus forte dose de Al^{+++} (200 mg de métal/litre) se manifestent beaucoup plus tardivement, vers le troisième mois environ après le repiquage : les pseudophylles situés à la base des jeunes plantules rougissent intensément et se dessèchent ; les jeunes pins cessent de se développer et, au huitième mois, les différences existant

TABLEAU 35

Influence de doses croissantes d'aluminiun sur le développement de plantules de Pin maritime âgées de 8 mois, cultivées sur sable

Traitement mg/de Al^{+++} par litre de solution nutritive	Hauteur des plantules (en mm)	Variation (1)	P.p.d.s. P = 0,01 (en mm) (2)	P.p.d.s. P = 0,05 (en mm) (2)	P.p.d.s. P = 0,5 (en mm) (2)
0	164	0			
10	184	+ 12	36	25	20
50	143	— 13			
200	72	— 56			

(1) En p. 100 par rapport au témoin.
(2) Plus petite différence significative.

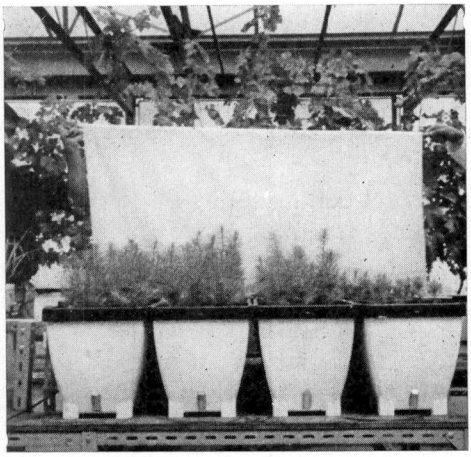


FIG. 24. — *Influence de doses croissantes d'aluminium sur le développement de plantules de Pin maritime âgées de 8 mois.*
De gauche à droite :
0-10-50-200 mg de Al^{+++} par litre de solution nutritive.

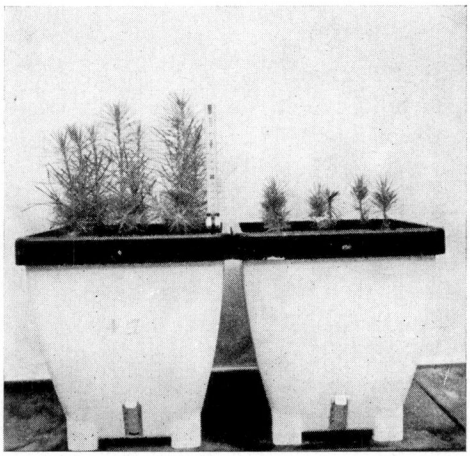


FIG. 25. — *Influence d'une dose élevée d'aluminiun sur la croissance de plantules de Pin maritime âgées de 8 mois cultivées sur sable.*
A gauche : 0 mg de Al^{+++} par litre de solution nutritive.
A droite : 200 mg de Al^{+++} par litre de solution nutritive.

entre les traitements 200 mg de Al^{+++}/litre et les autres sont extrêmement accusées ; quelques jeunes plantules traitées par la plus forte dose d'aluminium se dessèchent et meurent.

En ce qui concerne les comparaisons effectuées entre les traitements 0, 10 et 50 mg de Al^{+++}/litre, on constate que les jeunes pins ayant reçu la dose 10 mg/litre sont plus développés que les pins correspondant au traitement témoin, alors que ceux qui ont reçu la dose 50 mg/litre le sont légèrement moins.

Les résultats des mensurations effectuées au bout de huit mois de traitement et l'interprétation statistique de ces résultats confirment l'ensemble de ces observations ; en effet :

a) Les différences existant entre le traitement 200 mg de Al^{+++}/litre et tous les autres traitements sont hautement significatives ;

b) il n'existe pas de différence significative entre le traitement témoin et le traitement 10 mg/litre ni entre le traitement témoin et le traitement 50 mg/litre. Par contre, la différence existant entre le traitement 10 mg/ litre et le traitement 50 mg/litre est hautement significative, ce qui veut dire que le traitement 10 mg/litre est stimulant alors que le traitement 50 mg/litre est dépressif.

E. — Discussion des résultats

L'aluminium s'avère indiscutablement toxique à forte dose (200 mg/litre) pour les jeunes plantules de Pin ; par contre, à la dose la plus faible (10 mg/litre), il semble que ce métal exerce vis-à-vis des jeunes pins un effet stimulant très net.

5. Conclusion

Des doses d'aluminium correspondant à 10, 50 et 200 mg de métal/litre introduites dans une solution nutritive déprime la croissance de jeunes plantules de Maïs ; les mêmes doses s'avèrent beaucoup moins dépressives vis-à-vis de jeunes plantules de Pin maritime, la dose la plus faible utilisée (10 mg/litre) exerçant même dans ce cas-là un effet indiscutablement bénéfique.

L'aluminium apparaît donc comme moins toxique vis-à-vis du Pin qu'il ne l'est vis-à-vis du Maïs ; cette résistance relative du Pin maritime à un excès d'aluminium contribue, au moins partiellement, à expliquer la réussite de l'implantation de cette espèce dans les sols sableux acides des Landes de Gascogne ; la plus grande sensibilité du Maïs explique également les échecs souvent enregistrés quand on a tenté d'implanter ce type de culture sur d'anciens sols forestiers insuffisamment amendés.

CHAPITRE II

INFLUENCE DU CHAULAGE SUR LA PHYTOTOXICITÉ DE L'ALUMINIUM ÉCHANGEABLE DES SOLS ACIDES DU SUD-OUEST ATLANTIQUE

1. L'aluminium échangeable dans les différents types de sols acides du Sud-Ouest atlantique

Dans la première partie de ce travail, on a montré qu'une des principales caractéristiques des sols acides du Sud-Ouest atlantique était la présence d'aluminium échangeable.

Les taux les plus importants se rencontrent dans les sols du flysch mais aussi dans les sols formés sur les terrasses moyennes et supérieures du Quaternaire ancien des Basses-Pyrénées. Dans le cas de la zone sableuse des Landes de Gascogne, c'est surtout dans les horizons de surface des profils développés en lande humide qu'existent les teneurs les plus élevées ; à diverses reprises, on a insisté sur l'importance de ce fait car ce sont essentiellement les zones correspondant à la lande humide qui font précisément l'objet d'une remise en valeur agricole prioritaire, d'une part parce que la croissance du Pin maritime est généralement défectueuse sur ce type de sol et, d'autre part, parce que ces secteurs ont été fréquemment ravagés par l'incendie, la Molinie desséchée assurant, à certaines époques de l'année, une dissémination rapide du feu. En lande sèche, par contre, les taux de Al^{+++} échangeable sont faibles en surface et élevés au niveau des horizons illuviaux (alios) ; dans ce cas, les risques de toxicité n'existent que lorsque certaines pratiques culturales ont provoqué la remontée à la surface de ces horizons d'accumulation ou encore lorsque ces derniers sont originellement proches de la surface et qu'ils peuvent, de ce fait, être rapidement atteints par les systèmes radiculaires.

En résumé, les sols qui sont susceptibles de poser le plus de problèmes liés à la présence de l'aluminium échangeable sont, d'une part, ceux du flysch crétacé des Basses-Pyrénées et, d'autre part, ceux formés en lande humide (zone sableuse des Landes de Gascogne) ; c'est donc sur ces sols-là que nous avons procédé à l'étude, conduite en vases de végétation et en plein champ, de l'influence du chaulage sur la diminution du taux d'aluminium échangeable et sur l'accroissement des récoltes qui peut en résulter.

2. Influence du chaulage sur la croissance de jeunes plantules d'Orge cultivées dans un sol de défriche de touyas (horizon de surface d'un profil développé sur le flysch crétacé)

A. — Technique utilisée

Les essais ont été réalisés dans de petits vases de végétation en polystyrène, à drainage naturel, contenant chacun 250 g de sol séché à l'air et tamisé à 2 mm, provenant d'une défriche récente de touyas de la région d'Hasparren (Basses-Pyrénées). Le pH initial de ce sol est de 4,8 et son taux de Al^{+++} échangeable de 0,590 p. 1 000. Chaque pot a reçu 25 graines d'Orge et une fumure standard comprenant, à l'hectare : 80 unités N, 80 unités P_2O_5, 80 unités K_2O, appliquée sous forme d'ammonitrate, de superphosphate et de sulfate de potasse.

Un mois après la levée, les jeunes plantules ont été récoltées et l'on a déterminé le poids des parties aériennes (matière fraîche et matière séchée à 105°C) et celui de l'appareil radiculaire (après séchage à 105°C). On a également déterminé les pH-eau et les taux d'aluminium échangeable des sols ayant subi les divers traitements.

B. — Traitements effectués

On a comparé l'influence de 4 doses de chaux : 0, 3, 6, 9, tonnes de CaO/hectare, appliquées sous forme de carbonate de calcium, chaque traitement comportant 4 répétitions.

TABLEAU 36

Influence du chaulage sur la croissance de jeunes plantules d'Orge cultivées sur sol de défriche de touyas

(Sol formé sur le flysch crétacé)

Traitement (1)	Matière fraîche parties aériennes (2)	Matière sèche parties aériennes (3)	Augmentation matière sèche parties aériennes (5)	Matière sèche racines (3)	Augmentation matière sèche racines (4)	pH-eau	Al^{+++} échangeable (5)
0	3 840	830	0	230	0	5,0	0,526
3	7 490	1 790	116	850	228	5,5	0,265
6	7 820	1 730	109	870	283	6,0	0,080
9	8 450	1 960	135	880	285	6,9	0,000

(1) tonnes de CaO/hectare ;
(2) en mg par vase de végétation ;
(3) en mg par vase de végétation (matière végétale séchée à 105°C) } moyennes de 4 répétitions.
(4) p. 100 d'augmentation par rapport au témoin non chaulé
(5) en p. 1 000 de terre fine séchée à l'air.

C. — Résultats obtenus et discussion

Au moment de la germination, les graines correspondant au traitement sans chaux tendent à se soulever hors du sol. Dix jours environ après la levée, l'extrémité des plantules correspondant au traitement témoin se décolore et cette chlorose gagne rapidement l'ensemble de l'appareil aérien, qui ne tarde pas à se dessécher. Les différences de développement de l'appareil radiculaire sont encore plus spectaculaires (fig. 26) : les racines des plantules qui se sont développées dans le sol non chaulé sont épaisses, de couleur brune et très peu ramifiées, elles restent localisées à la partie supérieure des vases de végétation.

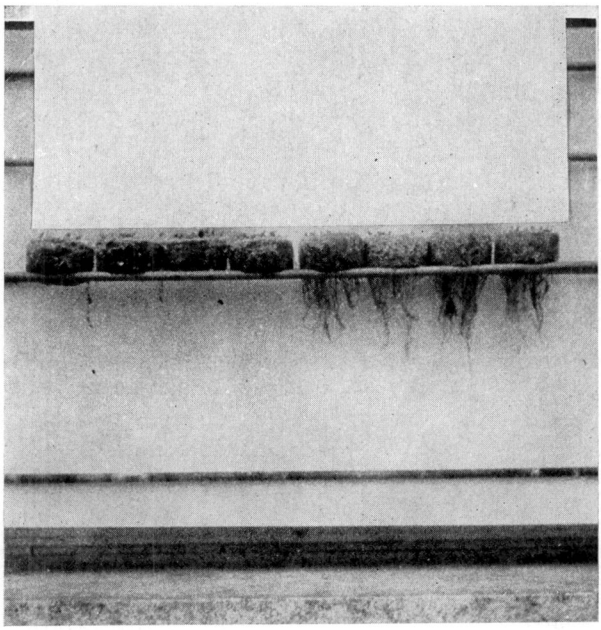


Fig. 26. — *Influence du chaulage sur le développement de l'appareil radiculaire de plantules d'Orge cultivées sur un sol de touyas*

A gauche : 4 pots non chaulés.
A droite : 4 pots chaulés (9 t/ha de CaO).

Les résultats numériques (tabl. 36) confirment ces observations : bien que le maximum de rendement soit atteint pour la dose de chaux la plus élevée (9 t/ha CaO), les augmentations atteignent déjà 100 p. 100 pour la dose 3 t/ha de CaO. Le pourcentage d'augmentation du poids de l'appareil radiculaire est deux fois plus important que celui des parties aériennes. On note également que la dose de chaux nécessaire pour neutraliser totalement l'acidité correspond à la plus forte dose utilisée, ce qui témoigne du pouvoir tampon très élevé de ce sol.

3. Influence du chaulage sur la croissance de jeunes plantules de Blé cultivées dans un sol de défriche de lande humide (zone sableuse des Landes de Gascogne)

A. — Technique utilisée

Elle est la même que celle décrite dans l'expérience précédente. Le sol provient d'une défriche récente d'un secteur de lande humide, antérieurement recouverte par de la Molinie. Chaque pot a reçu 16 graines de blé et l'on a procédé, un mois après la levée, aux mêmes déterminations que celles effectuées dans le cas de l'essai sur sol de touyas.

B. — Traitements effectués

Bon nombre d'accidents de végétation qui se produisent dans les sols sableux des Landes de Gascogne étant attribués à des carences en oligo-éléments, notamment à des carences en cuivre, on a essayé de comparer dans cet essai l'influence respective du chaulage et d'un apport de cuivre sur la croissance des jeunes plantules ; à cet effet, les traitements appliqués ont été les suivants :

0 kg/ha de CaO { 0 kg/ha de sulfate de cuivre ; 50 kg/ha de sulfate de cuivre ; 100 kg/ha de sulfate de cuivre

500 kg/ha de CaO { 0 kg/ha de sulfate de cuivre ; 50 kg/ha de sulfate de cuivre ; 100 kg/ha de sulfate de cuivre

1 000 kg/ha de CaO { 0 kg/ha de sulfate de cuivre ; 50 kg/ha de sulfate de cuivre ; 100 kg/ha de sulfate de cuivre

Chacun de ces traitements comporte 4 répétitions.

C. — Résultats obtenus et discussion (tabl. 37)

En l'absence de tout apport de cuivre, la dose la plus forte de chaux augmente de 39 p. 100 la récolte de matière sèche des parties aériennes ; cette augmentation est plus faible que celle enregistrée dans le cas de l'Orge sur sol de touyas, d'une part parce que le Blé est moins sensible à l'excès de Al^{+++} que l'Orge, d'autre part parce que ce sol est originellement moins riche en aluminium échangeable et, enfin, parce que la dose de chaux la plus élevée que l'on a utilisée n'est pas suffisante pour faire disparaître totalement l'aluminium échangeable. L'augmentation du poids de l'appareil radiculaire demeure cependant du même ordre de grandeur que celle enregistrée pour l'Orge cultivée dans un sol de touyas (+ 282 p. 100).

En l'absence de tout apport de chaux, le sulfate de cuivre n'exerce aucune influence sur l'accroissement de la récolte, un léger effet dépressif se manifeste même pour la dose la plus forte (100 kg/ha de SO_4Cu) : ce résultat est extrêmement important car il confirme bien que, dans ces sols, la correction de certaines carences en oligo-éléments et notamment la correction de carences en cuivre apparaît comme beaucoup

TABLEAU 37

Influence comparée du chaulage et de l'apport de sulfate de cuivre sur la croissance de jeunes plantules de Blé cultivées sur un sol de lande humide

(Zone sableuse des landes de Gascogne)

	Traitements								
CaO (1)	0			500			1 000		
SO_4Cu (2)	0	50	100	0	50	100	0	50	100
Parties aériennes mat. fraîche) (3)	0	− 9	− 10	18	23	24	53	83	58
Parties aériennes mat. sèche (3)	0	− 15	− 6	13	24	18	39	51	24
Racines mat. sèche (3)	0	17	3	217	260	243	282	296	233
pH-eau	4,8			5,3			5,6		
Al^{+++} échangeable en mg/kg de terre	136	136		69			21		

(1) Doses de chaux apportées : en kg de CaO à l'hectare ;
(2) Doses de sulfate de cuivre apportées : en kg de sulfate de cuivre à l'hectare ;
(3) Augmentation de la récolte : en p. 100 par rapport au témoin qui n'a reçu ni chaux ni sulfate de cuivre.

moins prioritaire que le relèvement du pH ; l'influence du cuivre ne se manifeste en effet que si cette condition est d'abord réalisée, l'optimum de récolte (+ 51 %) étant obtenu pour la dose de 50 kg/ha de sulfate de cuivre en présence de 1 000 kg/ha de CaO.

4. Influence du chaulage sur la croissance du Maïs cultivé en plein champ (sol de touyas des Basses-Pyrénées)

A. — Protocole expérimental

Cet essai a été mis en place, en collaboration avec l'Association générale des Producteurs de Maïs, dans des touyas récemment défrichés de la région de Pau (Basses-Pyrénées) ; le sol, formé à partir d'alluvions anciennes, possède les caractéristiques initiales suivantes : éléments $< 2\,\mu = 17$ p. 100 ; pH-eau = 4,7 ; pH-KClN = 4,0 ; Al^{+++} échangeable = 0,370 p. 1 000 ; Ca^{++} échangeable = 0,050 p. 1 000.

L'essai a été mis en place au printemps 1963 et la fumure annuelle standard appliquée a été la suivante :

— azote : 140 unités/ha (sous forme d'urée) ;
— acide phosphorique : 180 unités/ha (sous forme de superphosphate de chaux) ;

— potasse : 150 unités/ha (sous forme de chlorure de potassium) ;
— magnésie : 200 unités/ha (sous forme de sulfate de magnésium).

Une localisation de phosphate d'ammonium a été également réalisée au moment du semis.

B. Traitements effectués

Ils sont au nombre de cinq :

Traitement 1 : 0 kg/ha de CaO

Traitement 2 : 1 600 kg/ha de CaO apportés en 3 ans { 500 kg année I ; 500 kg année II ; 600 kg année III }

Traitement 3 : 2 500 kg/ha de CaO apportés en 3 ans { 1 000 kg année I ; 500 kg année II ; 1 000 kg année III }

Traitement 4 : 4 000 kg/ha de CaO apportés en 3 ans { 2 000 kg année I ; 500 kg année II ; 1 500 kg année III }

Traitement 5 : 4 000 kg/ha de CaO apportés en 1 an : 4 000 kg année I

Chacun de ces traitements (dispositif expérimental type carré latin) comporte 5 répétitions, les dimensions des parcelles étant de 10 m × 10 m.

C. — Résultats obtenus et discussion

Les hauteurs moyennes des pieds, déterminées au mois d'Août 1965, c'est-à-dire lors de la troisième année de culture du champ d'essai, figurent dans le tableau 33. On a également fait figurer dans ce tableau les caractéristiques des sols correspondant aux traitements extrêmes, soit 0 kg/ha de CaO et 4 000 kg/ha de CaO.

L'influence du chaulage est extrêmement spectaculaire puisque la dose de 4t/ ha de CaO, apportée en une seule fois, entraîne, par rapport au témoin non chaulé, une augmentation de la hauteur moyenne des pieds de l'ordre de près de 400 p. 100 ; encore faut-il préciser que, dans les parcelles témoin, un nombre limité de pieds ont survécu (environ 10 à 15 p. 100), les survivants extériorisant un grand nombre de symptômes de carences (carences en magnésie, en acide phosphorique, en cuivre, en calcium et en azote notamment).

En ce qui concerne les caractéristiques du sol, l'apport le plus important de chaux n'a élevé le pH que de 8/10 d'unité et n'a pas fait totalement disparaître l'aluminium échangeable ; cette dose n'est donc pas suffisante pour neutraliser totalement l'acidité de ce sol et il est permis de penser qu'une dose plus forte d'amendement aurait pu améliorer encore la croissance du Maïs. L'application de la dose de chaux la plus importante n'a pas entraîné, trois ans après son incorporation au sol, une variation décelable du taux de carbone total des parcelles correspondant à ce traitement.

Cet essai confirme donc, dans les conditions mêmes de la pratique agricole courante, l'aspect absolument prioritaire d'un chaulage relevant suffisamment le pH pour la mise en valeur de ces types de sols.

TABLEAU 38

Influence du chaulage sur la croissance du Maïs cultivé en plein champ
(sol de touyas des Basses-Pyrénées)

Traitement	Hauteur moyenne des pieds de maïs (en cm)	Variation en % par rapport au témoin	pH-eau	pH-KCl N	en mg/kg de terre		en °/oo de terre
					Al^{+++} échangeable	Ca^{++} échangeable	Carbone total
0 kg/CaO/ha	70	0	4,5	3,9	380	85	49
1 600 kg CaO/ha (apportés en 3 années)	180	+ 257					
2 500 kg CaO/ha (apportés en 3 années)	233	+ 333					
4 000 kg CaO/ha (apportés en 3 années)	262	+ 374					
4 000 kg CaO/ha (apportés en une année).....	280	+ 398	5,3	4,3	134	686	50

5. Conclusion

Les résultats fournis par les quelques essais qui viennent d'être décrits soulignent le rôle fondamental joué par le chaulage sur l'augmentation spectaculaire du développement végétatif de l'Orge, du Blé et du Maïs dans divers types de sols acides du Sud-Ouest atlantique riches en aluminium échangeable.

Ces résultats démontrent aussi que les doses de chaux les plus élevées qui ont été employées au cours de ces essais (doses qui sont largement supérieures à celles utilisées dans la pratique agricole locale) ne permettent pas de neutraliser entièrerement l'acidité de ces sols ou tout au moins de faire disparaître totalement l'aluminium échangeable ; on peut donc penser que des doses un peu plus importantes que celles qui ont été utilisées auraient pu s'avérer encore plus bénéfiques.

CONCLUSION GÉNÉRALE

L'acidité très marquée et la présence de taux d'aluminium échangeable souvent très élevés constituent le caractère commun à un grand nombre de sols du Sud-Ouest atlantique.

Si les conditions climatiques de la région et la pauvreté originelle de la roche-mère en alcalins et alcalino-terreux paraissent avoir joué un rôle déterminant dans l'apparition de ce caractère, la végétation naturelle a joué un rôle non moins fondamental en favorisant plus particulièrement la mobilisation et la redistribution de l'aluminium.

C'est essentiellement à l'existence de ce caractère commun (acidité et présence d'aluminium échangeable) que les sols acides du Sud-Ouest atlantique doivent leur vocation de sols forestiers et de sols de landes. Leur reconversion en sols agricoles n'apparaît comme réalisable que dans la mesure où, en premier lieu, les taux d'aluminium échangeable qui les caractérisent (taux qui sont toxiques pour la plupart des plantes cultivées) seront suffisamment abaissés par la pratique d'un chaulage convenable.

Il ne semble malheureusement pas que l'on ait toujours obéi à cet impératif dans le Sud-Ouest atlantique où l'on n'a pas généralement accordé à la pratique, pourtant traditionnelle et élémentaire du chaulage, l'importance qui lui revient ; il faut surtout voir là la conséquence de la vulgarisation hâtive de résultats, très généraux et très rarement appuyés sur une expérimentation locale, se rapportant plus particulièrement au blocage des oligo-éléments et à la destruction du stock humique à la suite de chaulages trop abondants : en fait, on a pu observer, dans divers essais mis en place dans des sols de touyas, que des chaulages de l'ordre de 4 t/ha de CaO effectués en une ou plusieurs fois n'entraînaient pas, au bout de quatre années, une variation décelable du taux de carbone total. Cette observation rejoint les résultats de WIKLANDER (1964) démontrant qu'un apport de calcaire équivalant à 12 t /ha de CaO n'a pas modifié, au bout de trente ans, le taux de matière organique d'un sol acide ; d'après cet auteur, l'augmentation de la masse des résidus végétaux, provoquée par l'accroissement des récoltes résultant lui-même d'un chaulage convenable, compenserait largement une éventuelle baisse du stock humique initial.

Il semble bien que l'on ne doive pas chercher ailleurs que dans la pratique insuffisante du chaulage et dans la persistance de taux trop importants d'aluminium échangeable qui en résulte l'une des causes principales des échecs enregistrés lors des tentatives de remise en valeur de certains sols acides du Sud-Ouest atlantique.

TECHNIQUES ANALYTIQUES

Nous ne décrirons en détail que les techniques particulières dont la mise en œuvre a été imposée par le sujet même de ce travail.

1. Dosage colorimétrique de l'aluminium

La méthode utilisée est, à quelques détails près, celle décrite par JONES et THURMAN (1957), méthode qui s'inspire elle-même de celle mise au point par HILL (1956) pour le dosage de Al^{+++} dans les minerais de fer.

A. — RÉACTIFS UTILISÉS

Ériochromecyanine

Sept cent cinquante milligrammes de l'indicateur coloré sont dissous dans 200 ml d'eau distillée ; on y ajoute 25 g de ClNa, 25 g de NO_3NH_4, 2 ml de NO_3H concentré et l'on complète à 1 litre avec de l'eau distillée.

Tampon acéto-acétique, pH 6

Trois cent vingt grammes d'acétate d'ammonium sont dissous dans de l'eau distillée, on ajoute 5 ml d'acide acétique glacial et l'on complète à 1 litre avec de l'eau distillée.

Solution étalon d'aluminium

On obtient la solution mère en faisant dissoudre à chaud un certain poids d'aluminium métal en lames (500 mg pesés avec le maximum de précision) dans de l'acide chlorhydrique. A partir de cette solution initiale concentrée, on prépare une solution fille à 10 µg de Al^{+++} par ml.

Solution d'acide ascorbique

On prépare une solution aqueuse à 2 p. 100.

B. — TECHNIQUE OPÉRATOIRE

La colorimètrie s'effectue dans des fioles de 50 ml ; la gamme comprend les points suivants : 0, 2, 4, 6, 8 µg de Al^{+++} par fiole de 50 ml.

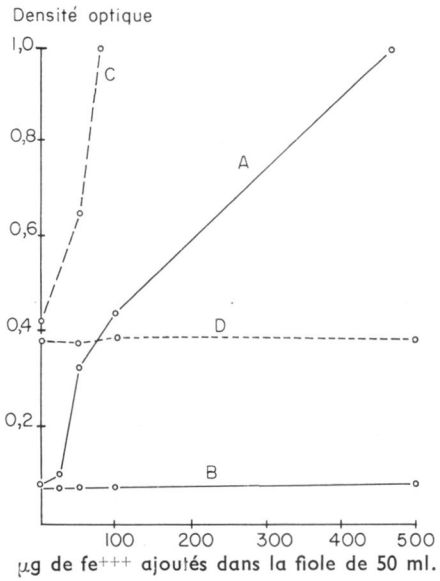
Dans chacune des fioles on introduit, dans l'ordre :

— la prise d'essai,
— 7 à 10 ml d'eau distillée,
— 5 ml de la solution d'ériochromecyanine,
— 10 ml de tampon acéto-acétique,
— on complète à 45 ml environ avec de l'eau distillée, on ajoute 1 ml d'acide ascorbique et l'on complète à 50 ml avec de l'eau distillée. On agite énergiquement et l'on colorimètre à 5 350 Å dans des cuves de 1 cm de largeur, 20 minutes après l'homogénéisation du liquide des fioles.

Compte tenu des modifications de pH qui peuvent se produire, malgré l'utilisation d'un volume important de tampon, à la suite de l'introduction de prises d'essai provenant de réactifs d'extraction ou de minéralisation très différents, on ajoute toujours dans les points de la gamme un volume de blanc d'extraction ou de minéralisation identique à celui de la prise d'essai. On élimine ainsi les risques d'erreurs qui pourraient résulter d'un déplacement du maximum d'absorption du complexe coloré à la suite d'une modification, même légère, du pH.

C. — Action de l'acide ascorbique sur l'interférence de Fe^{+++}

Pour éliminer l'interférence de Fe^{+++}, Jones et Thurman, ainsi que Hill utilisent une solution compensatrice de fer et du thioglycolate de sodium. Nous avons substitué à l'utilisation de ces réactifs celle de l'acide ascorbique à 2 p. 100 ; il est à noter qu'une solution comparable est utilisée par Buck (1965) dans le cas du dosage de l'aluminium par le chromazurol S dans les minerais de fer.



A : Densité optique mesurée pour une concentration en Al^{++} de 2 µg/50 ml et des concentrations croissantes en Fe^{+++} (0, 20, 50, 100, 500 g de Fe^{+++}/50 ml) ;

B : Densité optique mesurée pour une concentration en Al^{+++} de 2 µg/50 ml et des concentrations croissantes en Fe^{+++} en présence de 1 ml d'acide ascorbique à 2 % ;

C : Densité optique mesurée pour une concentration en Al^{+++} de 8 µg/50 ml et des concentrations croissantes en Fe^{+++} (0, 20, 50, 100, 500 µg de Fe^{+++}/50 ml) ;

D : Densité optique mesurée pour une concentration en Al^{+++} de 8 µg/50 ml et des concentrations croissantes en Fe^{+++} en présence de 1 ml d'acide ascorbique à 2 %).

Fig. 27. — *Élimination, par introduction d'acide ascorbique, de l'interférence due à la présence de Fe^{+++} au cours du dosage colorimétrique de Al^{+++} par l'ériochromecyanine*

La figure 27 et la comparaison de deux gammes effectuées, l'une en l'absence de fer et l'autre en présence de fer et d'acide ascorbique à 2 p. 100 (tabl. 39), indiquent bien que la présence d'un réducteur puissant comme l'acide ascorbique suffit à supprimer à peu près totalement l'interférence du fer.

TABLEAU 39

Élimination par l'addition d'acide ascorbique de l'interférence due à la présence de Fe^{+++} au cours du dosage colorimètrique de Al^{+++}

Concentrations en Al^{+++} (μg par fiole de 50 ml)	Densités optiques	
	Mesurées en l'absence de Fe^{+++}	Mesurées en présence de 100 μg de Fe^{+++} et de 1 ml d'acide ascorbique à 2 % par fiole de 50 ml
2	0,055	0,057
4	0,147	0,142
6	0,241	0,243
8	0,342	0,334

2. Déterminations se rapportant aux sols

A. — Aluminium échangeable

Dix grammes de sol sont agités pendant 1 heure en présence de 100 ml d'une solution normale de chlorure de potassium. On laisse reposer pendant 2 heures et l'on recueille le surnageant par filtration ; l'aluminium est dosé dans une partie aliquote de ce dernier (prise d'essai variant de 0,5 à 2 ml selon la richesse présumée de l'échantillon en aluminium échangeable), par colorimétrie du complexe ériochrome-cyanine-Al^{+++}.

B. — Aluminium et Fer solubles dans les acides forts

Deux grammes de sol sont incinérés au four électrique à 480°C pendant 1 heure ; cette incinération libère l'aluminium et le fer liés aux composés humiques ou encore intégrés dans la matière végétale du sol en voie de décomposition. Le résidu de la calcination est transvasé dans un bécher, dans lequel on ajoute un mélange comprenant 50 ml d'acide chlorhydrique pur pour 10 ml d'eau distillée ; on porte à ébullition au bain de sable pendant 1 heure et l'on récupère le surnageant, après filtration, dans une fiole de 200 ml que l'on complète avec de l'eau distillée. L'aluminium et le fer sont dosés dans des parties aliquotes par colorimétrie du complexe ériochrome-cyanine-Al^{+++} et du complexe orthophénantroline-Fe^{++} (Sandell, 1959).

Les sesquioxydes de fer et d'aluminium déterminés selon cette technique sont conventionnellement désignés par Fe_2O_3 S.A. et Al_2O_3 S.A. (S.A. = soluble dans les acides forts). Il est en effet bien évident que l'on n'extrait pas par cette opération la totalité du fer ni surtout de l'aluminium du sol et, en conséquence, il serait erroné de qualifier de fer total et d'aluminium total les quantités de ces métaux déterminées selon cette technique. Cependant, cette méthode d'extraction donne des valeurs qui sont certainement plus proches de celles représentant le fer total et l'aluminium total que celles qui sont fournies : soit par une attaque nitroperchlorique, soit *a fortiori* par l'attaque à l'aide d'un réactif plus doux comme celui de TAMM.

C. — COMPOSÉS HUMIQUES

a) *Extraction et dosage des acides humiques et fulviques*

Cinq grammes de sol sont agités pendant 1 heure en présence de 100 ml d'une solution de pyrophosphate de sodium 0,1 M. Après centrifugation (5 minutes à 4 000 tours/minute) le surnageant est acidifié par de l'acide sulfurique pur jusqu'à pH 1. Après une nuit de précipitation, les acides humiques sont séparés de la fraction fulvique par centrifugation ; ils sont redissous dans de la soude en solution normale, la solution alcaline obtenue étant ensuite neutralisée par addition d'un volume identique d'acide sulfurique normal. Les deux extraits ainsi obtenus (extrait fulvique et extrait humique)sont évaporés à 105°C et l'on dose le carbone contenu dans le résidu de l'évaporation par la méthode ANNE (1945).

b) *Fractionnement chimique*

La technique utilisée est celle décrite par DUCHAUFOUR et JACQUIN (1963).

Cinq grammes de sol sont agités pendant 1 heure en présence de 100 ml d'une solution de pyrophosphate de sodium à 1 p. 100 additionnée de 5 p. 100 de chlorure de sodium. Après agitation, la suspension est centrifugée pendant 5 minutes à 4 000 tours/minute. Le surnageant est recueilli dans un bécher A et l'on agite à nouveau le culot pendant 1 heure au contact de la même solution d'extraction ; le surnageant est récupéré, après centrifugation, dans le même bécher A.

Le culot est une nouvelle fois agité pendant 1 heure en présence d'une solution de pyrophosphate de sodium à 1 p. 100 dépourvue de chlorure de sodium. Après centrifugation, le surnageant est recueilli dans un bécher B ; le culot est à nouveau agité pendant 1 heure avec la même solution d'extraction et le surnageant centrifugé est également recueilli dans B.

Une prise d'essai de 75 ml de l'extrait organique de chacun des deux béchers est amené à pH 1 par addition d'acide sulfurique pur. On laisse la précipitation des acides humiques se poursuivre durant toute une nuit et on les sépare ensuite de la fraction fulvique par centrifugation ; on les rince deux fois de suite par de l'acide sulfurique N/10 et on les redissout par 10 ml de soude normale ; on complète à 100 ml. Dans une partie aliquote de cette solution alcaline, on ajoute 20 ml de permanganate de potassium N/10, on fait bouillir pendant 10 minutes et l'on titre en

retour, après addition de 25 ml d'acide sulfurique au 1/5, par de l'acide oxalique N/10. La correspondance entre nombre de ml de permanganate de potassium N/10 et nombre de mg de carbone est établie en tenant compte de la teneur en carbone des acides humiques totaux, déterminée selon la méthode ANNE (voir § *a*).

Les acides humiques précipités à partir du bécher A correspondent aux acides humiques bruns et ceux précipités à partir du bécher B correspondent aux acides humiques gris.

Les acides fulviques sont dosés de la même manière, leur pH étant préalablement ajusté à 7 par addition de soude 5 N.

c) *Fractionnement par électrophorèse et dosage de Al^{+++} et de Fe^{+++} contenus dans les électrophorégrammes*

Cinq grammes de sol sont agités pendant 1 heure en présence de 100 ml d'une solution de pyrophosphate de sodium 0,1 M. Après centrifugation, le surnageant est acidifié par de l'acide chlorhydrique pur jusqu'à pH 1. Après une nuit de précipitation, les acides humiques sont séparés par centrifugation et redissous, après rinçage à l'eau distillée, dans 1 ml de soude en solution normale.

Cinquante microlitres de l'extrait sodique ainsi obtenu sont soumis à l'électrophorèse pendant 3 heures ; le tampon utilisé pour cette opération est le tampon boraté de COULSON et EVANS (1958) (solution de tétraborate de sodium : 9,54 g/litre, pH = 9). La tension appliquée est de 7 volts/cm et la dépose est effectuée sur une zone de 5 cm de largeur, la bande de papier (Whatman n° 1) ayant été préalablement imprégnée du tampon et équilibrée pendant 1/4 d'heure avec le liquide des cuves (JACQUIN, 1963).

Après séchage, les électrophorégrammes sont découpés selon deux bandes perpendiculaires au sens de la migration, la largeur de ces bandes étant choisie de telle manière qu'elles englobent totalement : l'une, les acides humiques bruns et l'autre, les acides humiques gris. Ces bandes sont incinérées au four pendant 1 heure à 480°C ; le résidu est repris par 5 ml d'acide chlorhydrique pur que l'on porte à ébullition ; l'extrait acide est ajusté à pH 3 par addition d'ammoniaque puis transvasé dans une fiole de 50 ml que l'on complète par de l'eau distillée. Le fer et l'aluminium sont dosés dans des parties aliquotes de cet extrait par colorimétrie du complexe orthophénantroline-Fe^{++} et du complexe ériochromecyanine-Al^{+++}.

d) *Étude par spectroscopie infrarouge*

Cinq grammes de sol sont agités pendant 1 heure au contact de 100 ml de pyrophosphate de sodium 0,1 M. Après centrifugation, le surnageant est précipité par de l'acide chlorhydrique pur et après une nuit de précipitation les acides humiques sont séparés par une nouvelle centrifugation. On les rince deux fois avec 50 ml d'eau distillée, puis on les place pendant 48 heures à l'étuve à 60°C ; ils sont ensuite broyés finement puis mélangés, au vibreur, avec du bromure de potassium (1 mg d'acides humiques pour 100 mg de KBr) ; le mélange est pressé à 20 t/cm² pendant 2 minutes et la pastille obtenue est examinée à l'aide d'un appareil à optique de chlorure de sodium (Unicam S.P. 200).

3. Déterminations se rapportant aux végétaux

A. — Préparation et minéralisation des échantillons végétaux

Les échantillons végétaux sont rapidement rincés dans un bécher contenant de l'eau distillée pour éliminer le maximum d'impuretés minérales qui peuvent les souiller ; ils sont ensuite séchés à l'étuve à 105°C puis broyés au mixer. La poudre végétale obtenue est placée à l'étuve jusqu'à poids constant ; la minéralisation d'une partie aliquote (500 mg) s'effectue au four électrique (1 heure à 480°C). Le résidu de la calcination est repris par 5 ml d'acide chlorhydrique pur que l'on porte à ébullition pendant quelques minutes ; après refroidissement, on filtre et l'on transvase dans une fiole de 100 ml que l'on complète aux 3/4 environ avec de l'eau distillée ; le pH de cette solution est ajusté à 3 par addition d'ammoniaque puis l'on complète à 100 ml avec de l'eau distillée. Les dosages des différents éléments sont effectués dans des parties aliquotes de ce liquide de minéralisation. Toutes les minéralisations ont comporté deux répétitions.

B. — Dosage de l'Aluminium

Colorimétrie du complexe ériochromecyanine-Al^{+++} (prise d'essai variant de 5 à 10 ml).

C. — Dosage du Fer

Colorimétrie du complexe orthophénantroline-Fe^{++} (prise d'essai de 5 ml).

D. — Dosage de l'Acide phosphorique

Colorimétrie à 8 500 Å du phosphomolybdate réduit par l'acide ascorbique (Duval, 1962).

E. — Dosage du Calcium, du Magnésium et du Potassium

Dosage par photométrie de flamme en milieu oxine (Delas, 1964) ; dans une fiole de 50 ml, on introduit :

— 25 ml du liquide de minéralisation ;
— 12,5 ml d'oxine à 20 p. 100 en solution acétique (solution aqueuse contenant 400 ml d'acide acétique glacial par litre) ;
— 10 ml d'acide chlorhydrique à 50 p. 100 ;
— on complète à 50 ml avec de l'eau distillée.

La solution est pulvérisée dans une flamme oxygène-hydrogène (photomètre de

flamme Beckman DU), les longueurs d'onde utilisées pour le dosage des différents éléments étant les suivantes :

Ca^{++}	4 227 Å
Mg^{++}	2 852 Å
K^{+}	7 765 Å.

L'utilisation de l'oxine qui permet, entre autres, de supprimer l'effet dépressif qu'exerce l'aluminium sur l'émission des alcalino-terreux est particulièrement nécessaire dans ce travail car certains liquides de minéralisation de végétaux (notamment ceux correspondant aux parties aériennes de plantules de maïs qui ont été alimentées par une solution nutritive riche en Al^{+++}) peuvent effectivement contenir des quantités notables d'aluminium qui pourraient gêner le dosage de Ca^{++} et Mg^{++}.

SUMMARY

CONTRIBUTION TO THE STUDY OF THE ALUMINIUM DYNAMICS IN THE ACID SOILS OF THE ATLANTIC SOUTH-WEST : APPLICATION TO THEIR RECLAMATION

In the first part of this paper, the present distribution of the exchangeable aluminium as well as that of the aluminium and iron soluble in strong acids is studied in a certain number of type profiles belonging to two characteristic pedological groups of the atlantic South-West : soils of the sandy area of Gascogne Landes on one hand and loamy-clay soils formed on cretaceous flysch or on the older terraces of the Quaternary (Basses-Pyrénées) on the other.

In the sandy area of Gascogne Landes, the exchangeable aluminium and the aluminium soluble in strong acids are accumulated in the upper horizons of the profiles which were formed in strongly hydromorphic conditions (damp wastes) ; in the case of profiles formed on dry wastes, there is an accumulation of the exchangeable aluminium and of the aluminium and iron soluble in strong acids, in the illuvial horizons, the outwash index of Al^{+++} always being superior to that of Fe^{+++}.

In the loamy-clay soils of the flysch and of the older quaternary terraces, the differences in the Al^{+++} and Fe^{+++} distribution are not so clear ; one notices, however, an accumulation of the exchangeable aluminium at the surface of the profiles developed on old quaternary terraces where the hydromorphic character is stronger and the organic-matter content higher.

In the second part of the paper, some of the factors which are susceptible of taking part in the mobilization and the redistribution of Al^{+++} and Fe^{+++} in these soils are studied. The action of a certain number of organic acids identified in the leaf litter has been tested (citric, oxalic, acetic, ascorbic acids) : these acids would mobilize proportionnally more iron than aluminium, and the most effective in this respect seems to be the oxalic acid. The comparison between the Al^{+++}/Fe^{+++} ratios in the vegetation and the Al^{+++}/Fe^{+++} ratios in the soil shows that the plants adapted to these soils behave for the greater part, as preferential extraction reagents towards aluminium in comparison with iron. It is difficult to ascribe to the humic acid a definitive part in the transport of Al^{+++} and Fe^{+++} along the profile, for one cannot prove with certainty, that these metals are not part of the mineral impurities which are simply juxtaposed to the humic colloids.

On the other hand, however, it is shown that the Al^{+++} in the vegetable remains of the litter possesses a greater water solubility than the iron contained in those same vegetable remains ; this solubilization would take place in the form of organo-metallic complexes in which the organic fraction is represented by the phenolic acids (particularly *ortho-* and *para-*coumaric acids).

From this, one concludes that, in the acid soils of the atlantic South-West, the vegetation appears to have played a determinant part in the different dynamics of Al^{+++} and Fe^{+++}, by mobilizing more Al^{+++} than Fe^{+++} on one hand, and by giving to the mobilized Al^{+++} a greater mobility than to iron ; the dynamic of Fe^{+++} appears, for this reason, to be of an essentially chemical order, whereas the Al dynamic would much more depend on biological processes.

The third part of the work is dedicated to the study of the agronomical problems raised by the existence of often important rates of mobile Al^{+++} in the upper horizons of these soils ; by the means of cultural techniques on synthetical media, one can confirm that Al^{+++} has a specific toxic action on young plantlets of *Zea mays* and *Pinus pinaster* ; the influence of this metal on the absorption of P by excised Maize roots has been studied : there is almost always a stimulating effect of Al^{+++} on the anion absorption. Liming trials carried out in glass-houses or in the field put into evidence the fundamental character of this practice for the systematic reclamation of the acid soils in the area of the atlantic South-West.

ZUSAMMENFASSUNG

BEITRAG ZUM STUDIUM DER DYNAMIK DES ALUMINIUMS IN DEN SAUREN BÖDEN DES SÜDWEST-ATLANTIKS. UND IHRE NUTZBARMACHUNG

Im ersten Teil dieser Arbeit wurde die gegenwärtige Verteilung des austauschbaren Aluminiums sowie des in starken Säuren löslichen Aluminiums und Eisens in einer Anzahl Profiltypen, die sich auf zwei charakteristische pedologische Einheiten des Südwestens der atlantischen Zone beziehen, untersucht : Böden der sandigen Zone der *Landes de Gascogne* einerseits und Tonlehmböden auf Kreideflysch oder auf den älteren Terrassen des Quartärs (*Passes-Pyrénées*) andrerseits.

In der sandigen Zone der *Landes de Gascogne* werden das austauschbare sowie in starken Säuren lösliche Aluminium in den obersten Horizonten die sich unter stark hydromorphischen Bedingungen bildeten (feuchte *Lande*) angereichert ; im Falle der auf trockener *Lande* gebildeten Profile entsteht eine Anreicherung austauschbaren Aluminiums, in starken Säuren löslichen Aluminiums und Eisens in den illuvialen Horizonten, denn der Abwaschindex des Al^{+++} ist immer bedeutender als derjenige des Fe^{+++}

In den lehmigen Tonböden des Flysch und der älteren Terrassen des Quartärs sind die Unterschiede in der Al^{+++} und Fe^{+++} Verteilung weniger klar ; man bemerkt jedoch eine Anreicherung des austauschbaren Al^{+++} an der Oberfläche der auf alten Terrassen des Quartärs entwickelten Profilen, wo die Hydromorphie ausgeprägter und der Gehalt an organischer Masse höher ist.

Im zweiten Teil dieser Arbeit wurden einige Faktoren, die eine Rolle in der Mobilisierung und Wiederverteilung des Al^{+++} und Fe^{+++} dieser Böden spielen, untersucht. Die Wirkung einer gewissen Anzahl von identifizierten organischen Säuren wurde in der Bodenstreu geprüft (Zitronen- Oxal- Essig- und Askorbinsäure) : diese Säuren scheinen verhältnismässig mehr Eisen als Aluminium zu mobilisieren besonders die Oxalsäure. Der Vergleich zwischen den Beziehungen Al^{+++}/Fe^{+++} der Vegetation und den Beziehungen Al^{+++}/Fe^{+++} des Bodens zeigt, dass die dem Boden angepassten Pflanzen sich fast alle wie prioritäre Extraktionsreagensien des Al gegenüber dem Eisen benehmen. Es ist schwierig, den Huminsäuren eine bestimmte Rolle im Transport des Al^{+++} und Fe^{+++} längs des Profils zuzuschreiben, denn man kann nicht mit Sicherheit beweisen, dass diese Metalle nicht Teil mineralischer Unreinheiten sind, die einfach den Humuskolloiden gegenübergestellt sind. Hingegen wird gezeigt, dass Al^{+++} in den Pflanzenresten der Bodenstreu eine grössere Löslichkeit im Wasser besitzt, als Fe^{+++} in denselben Pflanzenresten : diese Löslichkeit würde in Form von organo-metallischen Komplexen von statten gehen, indem die organische Fraktion dieser Komplexe durch Phenolsäuren vetreten ist (insbesondere ortho- und para-Kumarinsäuren).

Daraus schliesst man, dass in den sauren Böden des Südwestens die Vegetation eine determinierende Rolle in der unterschiedlichen Dynamik des Al^{+++} und Fe^{+++} gespielt zu haben schien, einerseits durch grössere Al^{+++} als Fe^{+++}-Mobilisierung, andrerseits indem mobilisierten Al^{+++} eine grössere Beweglichkeit als dem Eisen zukam ; die Dynamik des Fe^{+++} erscheint auf diese Art wie eine solche chemischer Art, während jene des Al^{+++} mehr von biologischen Prozessen abhängig ist.

Der dritte Teil der Arbeit ist dem Studium der agronomischen Fragen gewidmet, die durch das Vorhandensein oft wichtiger Raten beweglichen A^{+++} in den oberen Bodenhorizonten entstehen ; unter Benützung der Kulturtechniken in synthetischem Milieu, wird bestätigt, dass Al^{+++} eine spezifisch toxische Wirkung gegenüber *Zea mays* und *Pinus pinaster* ausübt ; im Einzelnen wird der Einfluss dieses Metalls auf die P-Absorption durch excisierte Wurzeln der Maispflanzen untersucht ; fast immer besteht eine stimulierende Wikung des Al^{+++} auf die Absorption des Anions. Kalkungsversuche im Gewächshaus oder im Felde zeigten den fundamentalen Charakter dieser Praxis für die systematische Nutzbarmachung der sauren Böden in dieser südwest-atlantischen Zone.

РЕЗЮМЕ

К изучению динамики алюминия в кислых почвах Атлантического юго-запада. Его применение при мелиорации этих почв.

К. ЖЮСТ.

В первой части данной работы, автор изучает распределение в настоящее время обменного алюминия, и, алюминия и железа растворимых в сильных кислотах, по некоторому количеству профилей-типов принадлежащим к двум характерным для Атлантического Юго-Запада педологическим единицам : почвы песчанной зоны Пустошей Гаскони, с одной стороны, и, наносные суглинистые почвы образовавшиеся на меловом флыше, или на древних терассах четвертичного периода (Низкие Пиринеи), — с другой.

В песчанной зоне Пустошей Гаскони обменный алюминий также как и алюминий растворимый в сильных кислотах, накопились в поверхностных горизонтах профилей образовавшихся в условиях интенсивной гидроморфии (влажная пустошь); в профилях сухих пустошей, обменный алюминий также как и алюминий и железо растворимые в сильных кислотах, скопились в иллювиальных горизонтах, при чем показатель увлекаемости иона Al^{+++}, всегда выше того-же показателя иона Fe^{+++}.

В наносных суглинистых почвах флыша и древних терасс четвертичной эпохи, различия в распределении Al^{+++} и Fe^{+++} менее резки, но можно однако отметить накопление обменного Al^{+++} в поверхностных частях профилей образовавшихся на древних терассах четвертичного периода с более выраженной гидроморфией и более высоким содержанием органического вещества.

Во второй части работы, автор изучает некоторые факторы способные с' играть какую-то роль в мобилизации и перераспределении Al^{+++} и Fe^{+++} этих почв. Он произвел проверку действия некоторых органических кислот (лимонная, щавелевая, уксусная, аскорбиновая), найденных в лиственной и хвойной подстилках : пропорционально, кислоты эти как-будто мобилизуют больше железа чем алюминия и наиболее эффективной из них является, в этом отношении, щавелевая кислота. Сравнение соотношения Al^{+++}:Fe^{+++} растительного покрова с соотношением Al^{+++}:Fe^{+++} почв, показывает что растения приспособившиеся к этим почвам, ведут себя в большинстве случаев как реактивы в предпочтительной экстракции алюминия в отношении железа. О роли гуминовых кислот в перемещениях Al^{+++} и Fe^{+++} вдоль профиля очень трудно судить, так-как невозможно доказать что эти металлы не представляют из себя части минеральных загрязнений плотно прикрепившихся к гуминовым коллоидам. И — напротив, автор считает доказанным, что Al^{+++} содержащийся в растительных остатках входящих в состав подстилки, более растворим в воде, чем железо тех-же растительных остатков : растворение это должно происходить в форме металло-органических комплексов, органическая фракция которых представлена феноловыми кислотами (в частности, орто и пара-кумаровые кислоты).

Из этого автор делает вывод, что в кислых почвах Атлантического Юго-Запада растительность играет как-будто главенствующую роль в дифференциальной динамике Al^{+++} и Fe^{+++}, мобилизуя, с одной стороны, более Al^{+++} чем Fe^{+++} и с другой, придавая мобилизованному Al^{+++} большую подвижность чем железу; динамика Fe^{+++} представляется в этом овещении, — динамикой исключительно химического порядка, в то время как динамика Al^{+++} должна скорее быть отнесена к процессам биологического характера.

Третья часть данной работы посвящена изучению задач агрономического характера вызванных присутствием в поверхностных горизонтах почв, иногда довольно крупных количеств подвижного алюминия; автор получил, при помощи культуральных приемов в синтетической среде, подтверждение того, что Al^{+++} производит специфичное токсическое воздействие на молодые проростки кукурузы (Zea mais) и сосны (*Pinus pinatus*); более детально было изучено влияние этого металла на поглощение фосфора надрезанными корнями кукурузы; в этом случае, почти всегда, был констатирован стимуляционный эффект Al^{+++} на поглощение этого аниона. Опыты известкования поставленные в оранжерейных и полевых условиях доказали исключительную важность этого приема при систематической мелиорации кислых почв районов Атлантического Юго-Запада.

BIBLIOGRAPHIE

AGAFONOFF V., 1936. *Les sols de France au point de vue pédologique.* Dunod, Paris.

AHMAD M., 1960. Aluminium toxicity of certain soils on the coast of british Guiania and problems of their agricultural utilization. *7e Congr. Intern. Sci. Sol,* **2,** 161-170.

ALEXANDROVA L. N., 1960. On the composition of humus substances and the nature of organo-minerals colloïds in soils. *7e Congr. Inter. Sci. Sol,* **2,** 74-31.

ANNE P., 1945. Dosage rapide du carbone organique des sols. *Ann. agron.,* 161-172.

ANTIPOV-KARATAYEV L. N., TSUYURUPA V. V., 1963. Problems concerning the zonality of rock weathering and the formation of secondary finely dispersed minerals. *Soviet Soil Sci.,* 924-930.

ARISTOVSKAYA T. V., 1963. Decomposition of organo-mineral compounds in podzolic soils. *Soviet Soil Sci.,* 20-29.

ARVIEU J. C., CHAUSSIDON J., 1964. Étude de la solubilisation acide d'une illite : extraction du potassium et évolution des résidus. *Ann agron.,* **15,** 207-229.

BAERT de BIÈVRE M., VAN DEN HENDE A., LOX F., 1961. Étude de la fixation de l'ammonium dans deux sols argileux à l'aide de ^{15}N. *Pédologie Symp. Intern. 2. Appl. Sci. Nucl. Pédologie.*

BERTRAND G., LÉVY G., 1931. La teneur des plantes, notamment des plantes alimentaires, en aluminium. *C. R. Acad. Sci.,* **192,** 525-529.

BÉTRÉMIEUX R., 1951. Étude expérimentale de l'évolution du fer et du manganèse dans les sols. *Ann. agron.* 193-295.

BLOOMFIELD C., 1954. A study of podzolisation. *J. Soil Sci.,* **5,** 39-56.

BLOOMFIELD C., 1956. The solution reduction of ferric oxide by aqueous leaf extracts. The role of certain constituents of the extracts. *6e Congr. Intern. Sci. du Sol, B,* 427-432.

BROADBENT F. E., NAKASHIMA T., 1963. Nitrogen immobilization. *Agron. Abstracts,* **5.**

BROMFIELD S. M., 1954. The reduction of iron oxide by bacteria. *J. Soil Sci.* **5,** 129-139.

BUCK L., 1965. Dosage photométrique rapide de l'aluminium à l'aide du chromazurol S dans les aciers non alliés et les minerais de fer. *Chim. Anal.,* **47,** 10-16.

BURROWS G. J., WARK I. W., 1928. The coordination valency of aluminium in its salicylato derivatives. *J. Chem. Soc.,* **130,** 222-229.

CAILLÈRE S., HÉNIN S., 1951. Étude des alios des Landes. *Ann. agron.* 296-316.

CATE R. B., SUKHAI A. P., 1964. A study of aluminium in rice soils. *Soil Sci.,* **98,** 902-904.

CHAMINADE R., 1962. Désorption par la chaleur de l'ion ammonium fixé par les argiles. *C. R. Acad. Sci.,* **254,** 902-904.

CHAMURA S., HOSKI A., 1962. The relationship between the acid tolerance of crops and low pH : uptake of K^+ ions in passive and active process. *Proc. Crop Sci. Soc. Japan,* **31,** 108-111.

CHAUDRII I. I., SHAH B. H., NAQUI N., MALLICK I. A., 1964. Investigation on the role of *Suaeda fructicosa* in the reclamation of saline and alkaline soils West Pakistan plains. *Plant and Soil,* **31,** 1-7.

CHAUSSIDON J., VILAIN M., 1962. Étude cinétique de la dissolution acide d'une vermiculite. *Ann. agron.,* **13,** 5-19.

CHENERY E. M., 1948. Aluminium in the plant world. *Kew Bull.* 173-183.

CHENERY E. M., 1955. A preliminary study of aluminium and the tea bush. *Plant and Soil* **4,** 174-220.

CHOUBERT B., HÉNIN S., BÉTRÉMIEUX R., 1952. Essai de purification de bauxites riches en constituants ferrugineux. *C. R. Acad. Sci.,* **234,** 2463-2465.

CLYMO R. S., 1962. An experimental approach to part of the calcicole problem. *J. Ecol.,* **5**., 707-731.

COLEMAN N. T., CRAIG D., 1961. The spontaneous alteration of hydrogen clay. *Soil Sci.,* **91,** 14-18.

COOK M. G., RICH C. I., 1963. Negative charge of diocathedral micas as related to weathering. *Proc. 11th Nation. Conf. Clays,* 47-64.

COULSON C. E., EVANS W. C., 1958. Paper chromatography and paper electrophoresis of phenols and glycosides. *J. Chromatogr,* **1,** 374-379.

DARTIGUES A., DELMAS J., DUTIL P., 1963. Les sols de touyas des Basses-Pyrénées. *Rev. gén. Sci.,* **71,** 267-284.

DELAS J., 1964. Spectrophotométrie de flamme en milieu oxine. Application aux dosages du calcium et du magnésium dans les sols et les végétaux. *Ann. agron.,* **15,** 633-649.

DELMAS J., 1955. Landes de Gascogne, terres de sables. *Agriculture,* 164, 1-4.

DELMAS J., DUTIL P., 1964. A propos d'une unité pédologique dans la région des Basses-Pyrénées. *Sci. du Sol,* **2,** 54-52.

DELMAS J., THEILLER G., 1955. Étude des grands types de sols du Sud-Ouest aquitain. *Ann. agron.* 569-582.

DE LONG W. A., SCHNITZER 1955. Investigation on the mobilization and transport of iron in forested soils. I. The capacities of leaf extracts and leachetes to react with iron. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, 360-368.

DIOS VIDAL R., BROYER T. C., 1962. Efecto de niveles altos de magnesio en la absorcion del aluminio y en el crecimiento del maiz en soluciones de cultivo. *Ann. Edafol. Fisiol. veget.*, **21**, 13-30.

DUCHAUFOUR Ph., 1948. Recherches écologiques sur la Chênaie atlantique française. *Ann. Éc. nation. Eaux Forêts.*

DUCHAUFOUR Ph, 1948. Note sur les sols landais et sur le problème de leur amélioration. *C.R. Acad. Agric.* 7-4-1948.

DUCHAUFOUR Ph., 1949. L'évolution pédologique des sols landais. *Cah. Ing. agron.*, **4**, 41-43.

DUCHAUFOUR Ph., 1957. Tableau descriptif des sols. *Ann. Éc. nation. Eaux Forêts.*

DUCHAUFOUR Ph., 1957. Sur le rôle de la matière organique dans les phénomènes de lessivage et de podzolisation. *C. R. Acad. Sci.*, **248**, 1154-1157.

DUCHAUFOUR Ph., 1957. Note sur les phases de la podzolisation sur grès vosgien. *6e Congr. intern. Sci. Sol*, **E**, 367-380.

DUCHAUFOUR Ph., 1957. Note sur l'influence du fauchage de la litière sur l'évolution des sols et de la végétation des forêts du Sud-Ouest. *Rev. Forest. Fr.*, **1**., 750-760.

DUCHAUFOUR. Ph., 1963. Note sur le rôle du fer dans les complexes argilo-humiques. *C. R. Acad. Sci.* **256**, 2657-2660.

DUCHAUFOUR Ph., JACQUIN F., 1963. Recherche d'une méthode d'extraction et de fractionnement des composés humiques contrôlée par l'électrophorèse. *Ann. agron.*, **14**, 885-918.

DUCHAUFOUR Ph., 1964. Évolution de l'aluminium et du fer complexés par la matière organique dans certains sols. *Sci. du Sol*, **2**, 3-17.

DUCHAUFOUR Ph., 1964. Sur la dynamique de l'aluminium dans les sols podzoliques. *C. R. Acad. Sci.*, **250**, 3307-3309.

DUCHAUFOUR Ph., 1965. *Précis de Pédologie.* Masson, Paris.

DUTIL P., JUSTE C., 1964. Phytotoxicité de l'aluminium dans les sols des Landes en relation avec la présence d'alios à faible profondeur. *C. R. Acad. Agric.*, **5**., 434-441.

DUVAL L., 1962. Dosage céruléomolybdique de l'acide phosphorique dans les sols, les végétaux et les engrais. *Ann. agron.*, **13**, 469-482.

DYAKANOVA K. V., 1962. Iron humus complexes and their role in plant nutrition. *Soviet Soil Sci.*, 692-698.

EECKMAN J. P., MASSART Y., LAUDELOUT H., 1959. Stabilité chimique et propriétés catalytiques des suspensions de montmorillonite acide. *Bull. Gr. fr. Argiles* **11**, 3-8.

ENJALBERT H., 1960. *Les pays aquitains. I. Le modelé et les sols.* Imprimerie Bière, Bordeaux.

ERHART H., 1955. Biostasie et Rhexistasie. *C. R. Acad. Sci.*, **241**., 1218-1220.

EHRHART H., 1956. *La genèse des sols en tant que phénomène géologique.* Masson, Paris.

EVANS W. D., 1962. The organic solubilization of minerals in sediments. *Adv. Organ. Geochem.*, Milan, 263-270.

EVANS W. D., 1965. Facets of organic geochemistry. *In Experimental Pedology*, 14-18. Hallsworth-Crawford, Londres.

FABER F. C., 1927. Die Kraterpflanzen Javas in Physiologisch-Ökologischer Beziehung. *Arb. Trenb-Lab. Weltevreden*, **1**.

FOY C. D., BROWN J. C., 1963. Toxic factors in acids soils I. Characterization of aluminium toxicity in cotton. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **27**, 403-407.

FOY C. D., BROWN J. C., 1964. Toxic factors in acids soils : II. Differential aluminium tolerance of plant species. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **28**, 27-32.

GASTUCHE M. C., 1957. L'aluminium libre en surface de la kaolinite. *Bull. Gr. fr. Argiles*, **9**, 49-59.

GASTUCHE M. C., VIELVOYE L., 1960. Cinétique comparée de l'attaque de l'hydrargillite et d'un gel d'alumine par l'acide chlorhydrique. *Bull. Soc. Chim. Fr.*, 1216-1222.

GASTUCHE M. C., 1963. Kinetics of acid dissolution of biotite. *Intern. Clay Confer.*, 67-83.

GRADUSOV B. P., 1959. The effect of forest litters on the chemical properties of soils in the sub-zone of the southern taïga. *Pochvovedenie*, **8**, 111-116.

HACKETT C., 1962. Stimulative effects of aluminium in plant growth. *Nature*, **195**, 471-472.

HARRIS S. A., 1961. Soluble aluminium in plants and soils. *Nature*, **189**, 513-514.

HARWARD M. E., COLEMAN N. T., 1954. Some properties of H^+ and Al^{+++} clays and exchange resins. *Soil Sci.* **78**, 181-183.

HARTWELL B. L., PEMBER F. R., 1918. The presence of aluminium as a reason for the difference in the effect of so called acid soil on barley and rye. *Soil Sci.*, **6**, 259-278.

HÉNIN S., BÉTRÉMIEUX R., 1948. Essai de pédologie expérimentale. *C. R. Acad Sci.*, **227**, 1393-1395.

HÉNIN S., 1956. Quelques oxydes et hydroxydes considérés du point de vue pédologique. *Bull. Gr. fr. Argiles*, **8**, 1-10.

HESSE P. R., 1963. Phosphorus relationships in a mangrove-swamp mud with particular reference to aluminium toxicity. *Plant and Soil*, **19**, 205-218.

HIATT A. J., AMOS D. F., MASSEY H. F., 1963. Effect of aluminium on copper sorption by wheat. *Agron. J.*, **55**, 284-285.

HILL U. T., 1956. Direct photometric determination of aluminium in iron ore. *Anal. Chem.*, **28**, 1419-1424.

HINMAN W. C., 1964. Fixed ammonium fixation in some Saskatchevan soils. *Canad. J. Soil Sci.*, **44**, 151-157.

HOFFMAN W., 1964. The integrated effects of pH, phosphate fixation and soluble aluminium and iron in clay soils with a high humus content on the growth of plants. *Z. Pflanzenernähr*, **107**, 223-241.

HORECKER B. L., STOTZ E., HOGNESS R. T., 1939. The promoting effect of aluminium, chromium and the rare earth on succinic deshydrogenase cytochrome *c* system. *J. Biol. Chem.*, **128**, 251-256.

HORTENSTINE C. C., FISKELL J. G. A., 1961. Effects of aluminium on sunflower growth and uptake of boron and calcium from nutrient solution. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **25**, 304-307.

HUMPHREYS F. R., TRUMAN R., 1964. Aluminium and the phosphorus requirements of *Pinus radiata*. *Plant and Soil*, **20**, 131-134.

HUTCHINSON G. E., 1945. Aluminium in soils, plants and animals. *Soil Sci.*, **60**, 29-40.

JACQUIN F., 1963. *Contribution à l'étude des processus de formation et d'évolution de divers composés humiques*. Thèse, Nancy.

JACQUIN F., BRUCKERT S., 1965. Identification et évolution des acides hydrosolubles de deux litières forestières. *C. R. Acad. Sci.*, **260**, 4556-4559.

JACQUIN F., JUSTE C., DUREAU P., 1965. Contribution à l'étude de la matière organique des sols sableux des Landes de Gascogne. *C. R. Acad. Agric.* (en cours d'impression).

JOHNSON R. E., JACKSON W. A., 1964. Calcium uptake and transport by wheat seedlings as affected by aluminium. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **28**, 381-386.

JONES L. H., THURMAN D. A., 1958. The determination of aluminium in soil ash and plant material using Eriochromecyanine R. A. *Plant and Soil*, **9**, 131-142.

JONES L. H., 1961. Aluminium uptake and toxicity in plants. — *Plant and Soil*, **13**, 297-310.

JUSTE C., DUREAU P., 1964. Étude par spectroscopie infrarouge de différentes fractions d'acides humiques extraites d'un podzol humo-ferrugineux développé sur sable quartzeux. *C. R. Acad. Sci.*, **259**, 612-614.

JUSTE C., DUTIL P., 1965. Importance relative du fer et de l'aluminium dans les sols sableux des Landes de Gascogne. *Sci. du Sol*, **1**, 33-42.

JUSTE C., 1964. Influence du chaulage sur la phytoxicité de l'aluminium mobile d'un sol de défriche riche en colloïdes minéraux. *Ann. agron.*, **15**, 5-22.

KAC-KACAS M., MALINSKA H., 1963. The dynamic of soil acidity. *Roczn. glebozn.*, **13**, 220-222.

KAPLYUCK L. F., 1963. Qualitative composition of humus in the soils of the Ob forest-tundra and its change under the influence of cultivation. *Soviet Soil Sci.*, 491-499.

KARAYEVA Z. S., 1963. Ash composition of some plants in the Bet-Pak-Dala desert. *Soviet Soil Sci.*, 273-280.

KARPACHEVSKIY L. O., 1963. Effects of various species of trees in the volcanic soils of Kamtchatka. *Soviet Soil Sci.* 1121-1130.

KARTHASHOV YU D., 1961. Characteristics of the action on soil of leaf fall and litter of pine and Dahurian larch in the basin of the River Olekma Yakut S. S. S. R. *Dokl. s. Kh. Akad. Timiryazeva*, **72**, 247-254.

KAURICHEV I. S., KULAKOV E. V., NOZDRUNOVA E. M., 1960. The nature of complex ferro-organic compounds in soils. *Dokl. Sovet. Pochvovedov., 7. Mezhdunarod Kong Soed. Shtat Ameriki*. 137.

KAURICHEV I. S., IVANOVA T. N., NODZDRUNOVA K. A., 1963. Low molecular organic acid content of water soluble organic matter in soils. *Soviet Soil Sci.*, 223-229.

KONONOVA M. M., TITOVA N. A., Use of paper electrophoresis for fractionnating the humic substance of soil and studying their complexe compounds with iron. *Pochvovedenie* **11**, 81-88.

KOVDA V., Composition minérale des plantes et formation des sols. *6e Congr. Sci. Sol., E*, 201-206.

LAUDELOUT H., 1957. Étude de la répartition des charges sur les surfaces des particules argileuses. *Bull. Gr. fr. Argiles* **9**, 61-76.

LAUDELOUT H., EECKMAN J. P., 1960. La stabilité chimique des suspensions d'argile saturée par l'ion hydrogène. *Vech. II u. IV Komm. I. B. G.*, Hamburg, **2**, 193-199.

LEVINA V. I., 1960. Characteristics of the exchange of mineral elements between a moss-lichen-shrub cover and the soil in two type of pine forests of the Kola peninsula. *Pochvovedenie* **5**, 30-42.

LIEBIG G. F., VANSELOW A. P., CHAPMAN H. D., 1942. Effects of aluminium on copper toxicity as revelled by solution culture and spectrographic studies of citrus. *Soil Sci*, **53**, 341-351.

LIVENS J., VANSTALLEN R., 1957. Water extracts of decomposing litters : their reaction and base content. *Agricultura*, Louvain, **5**, 99-119.

LOSSAINT P., 1959. *Étude expérimentale de la mobilisation du fer des sols sous l'influence des litières forestières*. Thèse, Strasbourg.

LOVERING T. S., 1958. Geological significance of accumulator plants in rock weathering. *Science*, **127**, 1061-1062.

MAC LEAN E. O., HOURRIGAN W. R., SHOEMAKER H. E., BHUMBLA D. R., 1964. V. Form of aluminium as a cause of soil acidity and complication in its measurements. *Soil Sci.* **97**, 119-126.

MAGISTAD O. C., 1925. The aluminium content of the soil solution and its relation to soil reaction and plant growth. Soil Sci. **2**., 181-213.

MAIGNIEN R., 1958. *Contribution à l'étude du cuirassement des sols en Guinée française.* Thèse, Strasbourg.

MANAKOV K. N., 1962. Supply of nitrogen and ash elements with the leaf fall in the forest of the Kola peninsula. *Soviet Soil Sci.*, 393-399.

MANDL I., GRAUER A., NEUBERG C., 1952. Solubilization of insoluble matter in nature. I. The part played by salts of adenosine triphosphate. *Biochim. biophys. Acta*, **8**, 654-663.

MARCHENKO A. N., KARLOV YE M., 1962. Mineral exchange in spruce forest of the northern taïga and forest tundra in Arkhangelk Oblast. *Soviet Soil Sci.*, 722-731.

MARTIN A. E., REEVE R., 1957. Chemical studies of podzolic illuvial horizons. The floculation of humus by aluminium. *J. Soil Sci.*, **8**, 268-286.

MARTIN A. E., REEVE R., 1960. Chemical studies of podzolic illuvial horizons. The floculation of humus by aluminium. *J. Soil Sci.*, **11**, 369-381.

MECKLENBURG R. A., TUKEY H. B. jr, 1964. Influence of foliar leaching on root uptake and translocation of calcium-45 to the stems and foliage of *Phaseolus vulgaris*. *Plant Physiol.*, **39**, 533-536.

MUIR J. W., MORRISSON R. I., BROWN C. J., LOGAN J., 1964. The mobilization of iron by aqueous extracts of plants. I. Composition of the amino-acid and organic acid fraction of an aqueous extract of pine needles. *J. Soil Sci.*, **15**, 220-225.

MUKHERJEE J. N., 1948. Liberation of H^+, Al^{+++} and Fe^{+++} from pure clay minerals repeated salt traitment and desaturation. *J. Colloïd Sci.*, **3**, 437-447.

NYKVIST N., 1963. Leaching and decomposition of water soluble organic substances from different types of leaf and needle litters. *Stud. For. Succ.*, 3-31.

OVINGTON J. D., MADGWICK H. A. I., 1959. Distribution of organic matter and plants nutrients in a plantation of Scot Pine *Forest Sci*, **4**, 344-355.

OVINGTON J. D., 1960. The nutrient cycle and its modification through silvicultural practice. *5e Congr. Forest. Mondial.*

PASTERNAK P. S., SKIBA V. V., 1962. Humus content and composition of Carpathian brown forest. *Soviet Soil Sci.*, **12**, 1379-1383.

PEDRO G., 1964. *Contribution à l'étude expérimentale de l'altération géochimique des roches cristallines.* Thèse, Paris.

PLUCKNETT D. L., SHERMAN G. D., 1963. Extractable aluminium in some Hawaïan soils *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **27**, 39-41.

PONOMAREVA V. V., 1962. Role of humus substances in the formation of brown forest soil. *Soviet Soil Sci.*, 1335-1440.

RAGLAND J. L., COLEMAN N. T., 1962. Influence of aluminium on phosphorus uptake by snap bean roots *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **26**, 88-90.

RANDALL P. J., VOSE P. B., 1963. Effect of aluminium on uptake and translocation of phosphorus by perennial rye-grass. *Plant Physiol.*, **38**, 403-409.

RATNER E. I., SMIRNOV A. M., HUANG HUNG S., 1962. Importance of molybdenum for growth of isolated alfalfa roots in relation to the acidity and aluminium content of the medium. *Soviet Plant Physiol.*, **9**, 224-230.

REES W. J., SIDRAK G. H., 1961. Inter-relationship of Al^{+++} and Mn^{++} toxicity towards plants. *Plant and Soil*, **14**, 101-119.

REMEZOV N. P., 1956. The role of the biological circulation of the elements in soils formation under forest. *6e Congr. Sci. Sol, E*, 269-274.

REMEZOV N. P., 1961. Decomposition of forest litter and the cycle of elements in oak forests. *Pochvovedenie*, **7**, 1-12.

REY P., 1957. Le déterminisme écologique de la répartition des plantes méditerranéennes en Aquitaine. *Bull. Soc. Hist. nat. Toulouse*, **92**, 131-156.

RODRIGUES G., 1964. Fixed ammonia in tropical soils. *J. Soil Sci.*, **5**, 264-274.

ROUSSEAU L. Z., 1959. *De l'influence du type d'humus sur le développement des plantules de sapins dans les Vosges.* Thèse, Nancy.

SAMOILOVA E. M., 1961. Dynamic of decomposition of leaf fall of deciduous species. *Trudy Voronezh' Gosudar Zapovd*, **13**, 89-101.

SANDELL E. B., 1959. *Colorimetric determination of trace of metals.* Interscience Publishers Inc. New York.

SERONIE-VIVIEN M. R., 1950. *Étude géologique et pétrographique de la Basse Vallée de la Leyre.* Diplôme d'Études supérieures, Bordeaux.

SIFFERT B., 1962. *Quelques réactions de la silice en solution : la formation des argiles.* Thèse, Strasbourg.

SLOVIKOVSKII V. I., 1960. The importance for plant nutrition of the mineralization and leaching of the organic leaf fall of woody and shrubby species. *Dokl. Akad. Nauk*, **132**, 223-226.

SMIRNOV P. M., FRUKTOVO N. I., 1963. Fixation of non exchangeable ammonium by soils. *Soviet Soil Sci.*, 265-272.

SMITH H. G., 1904. Aluminium, the chief inorganic element in a proteaceous tree and the occurrence of aluminium succinate in trees of their species. *J. r. Soc. N. S. Wales*, **37**, 107-120.

STEPANETS I. T., 1963. Éléments of ash exchange on 10 years old elm and birch plantation of dark-chesnut soils. *Soviet Soil Sci.*, 153-157.

STEVENSON F. J., DHARIWAL A. P. S., CHOUDHRI M. B., 1957. Further evidence for naturally occurring fixed ammonium in soils. *Soil Sci.*, **85**, 42-46.

STEVENSON F. J., DHARIWAL A. P. S., 1959. Distribution of fixed ammonium in soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **23**, 121-124.

STOKLASA J., 1911. Catalytic fertilizers for sugar beets. *Be Zuckenubenbau*, **18**, 193-197.

SWINDALE L. D., JACKSON M. L., 1956. Genetics process in some residual podzolised soils of New Zealand. *6e Congr. intern. Sci. du Sol, E*, 233-239.

TAKAHASHI T., 1963. Effect of exchangeable aluminium on calcium absorption by barley in volcanic ash soil. *J. Sci. Soil Tokyo*, **34**, 88-92.

TCHERNOV V. A., 1956. De la nature de l'acidité des sols. *6e Congr. Sci. Sol, B*, 547-551.

TITOVA N. A., 1962. Iron humus complexes of certain soils. *Soviet Soil Sci.*, 1351-1356.

VAJNSTEIN E. E., LEDEBEV V. I., 1961. Recherches sur l'influence d'agents de formation des complexes de « camouflage » au cours du dosage du calcium et du strontium par la méthode de photométrie de flamme en présence d'aluminium. *Chim. Anal.*, **43**, 398-401.

VAN DIEPEN D., 1956. Hydromorphogical and morphogenetic profile characteristics of humus podzols on the Netherlands. *6e Congr. Sci. du Sol, E*, 453-461.

VIETS F. G., 1944. Calcium and other polyvalent cations as accelerators of ion accumulation by excised barley roots. *Plant Physiol.*, **19**, 466-480.

VOSE P. B., RANDALL P. J., 1962. Resistance to aluminium and manganese toxicities in plants related to variety and CEC. *Nature*, **196**, 85-86.

WALLIHAN E. F., 1948. The influence of aluminium on the phosphorus nutrition of plants. *Amer. J. Bot.*, **35**, 106-112.

WRIGHT K. E., DONAHUE E. A., 1953. Aluminium toxicity studies with radioactive phosphorus. *Plant Physiol*, **28**, 674-680.

WHRIGHT J. R., LEVICK E., 1956. Development of a profile in a soil column leached with chelating agent. *6e Congr. Sci. du Sol*, E, 227-262.

WHRIGHT J. R., SCHNITZER M., 1963. Metallo-organic interaction associated with podzolisation. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **27**, 171-176.

WIKLANDER L., 1964. On the chemical properties of soils as affected by liming. *8e Congr. Sci. du Sol, IV*, Bucarest.

WILDE S. A., 1959. Ameliorating effect of Jack Pine (*Pinus banksiana*) and Red Pine (*Pinus resinosa*) plantation established on depleted sandy soils of Wisconsin. *Proc. Ninth. Int. Bot. Congr.*, Montreal, 2-43.

YOSHIDA T., SAKAI, H., 1963. Microbiological studies on the soils of Hokkaido. Effects of aluminium on the soil microflora. *Bull. Hokkaido nat, agri. exp. Station.*, **82**, 23-27.

ZONN S. V., 1963. Evolution of soils in forest biocenoses. *Soviet Soil Sci.*, **10**, 915-923.

Ann. agron., 1966, **17** (3), 343-344.

CHRONIQUE DES LIVRES

HEWITT E. J. — SAND AND WATER CULTURE METHODS USED IN THE STUDY OF PLANT NUTRITION. — East Malling, Maidstone (Kent), Commonwealth Bureau of Horticulture and Plantation Crops, Technical Communication n° 22, revised 2nd ed., 1966, 547 p.

La première édition de cet ouvrage consacré aux méthodes de culture sans sol utilisées dans les études sur la nutrition des plantes, fut publiée en 1952 ; elle fut rapidement utilisée comme ouvrage de référence dans le monde entier, et elle était épuisée depuis plusieurs années.

En préparant cette nouvelle édition, l'auteur a tenu compte des centaines de publications parues sur ce sujet depuis 1952, ainsi que de ses propres travaux et de ceux de ses collègues à la Station de Recherches de Long Ashton. La plupart des chapitres ont ainsi été revus et augmentés, en particulier en ce qui concerne le rôle du chlore, du cobalt, du sodium et du vanadium, l'emploi des chélates, de nouvelles méthodes de cultures stériles, des améliorations dans les méthodes de purification de l'eau et des éléments nutritifs, l'emploi des matières plastiques, etc.

Cette seconde édition sera certainement accueillie avec le plus grand intérêt par les chercheurs, les agronomes, les horticulteurs et d'une manière générale par tous ceux qui ont à s'occuper de la culture des plantes et de ses divers aspects théoriques.

LE CONTROLE DE LA NUTRITION MINÉRALE ET DE LA FERTILISATION DES CULTURES MÉDITERRANÉENNES. COMPTE RENDU DU 1er COLLOQUE EUROPÉEN SUR LE CONTROLE DE LA NUTRITION MINÉRALE ET DE LA FERTILISATION EN VITICULTURE, ARBORICULTURE ET AUTRES CULTURES MÉDITERRANÉENNES. — Montpellier, 28 sept.-3 oct. 1964. Montpellier, Laboratoire coopératif de diagnostic foliaire, 1965, 403 p.

Le colloque de Montpellier fut consacré à l'étude de la nutrition et de la fertilisation de la vigne, des arbres fruitiers, de l'olivier et de quelques autres cultures, et aux méthodes les plus susceptibles de permettre l'adaptation des fumures aux besoins de ces plantes.

La plupart des communications sont consacrées au diagnostic foliaire, mais une large place est laissée à l'analyse d'organes végétaux autres que les feuilles proprement dites (pétiole, bourgeons) choisis en fonction de chaque problème à étudier et de la physiologie propre de chaque plante.

La conclusion la plus générale du colloque fut qu'aucune étude de nutrition minérale et de fertilisation des cultures n'est plus concevable à notre époque sans l'utilisation systématique du diagnostic foliaire pour le contrôle et la compréhension de l'action des fumures et des conditions de milieu sur la plante. L'analyse végétale doit certes être utilisée conjointement avec toutes les autres méthodes de contrôle et de mesure, mais c'est elle qui fournit les éléments les plus déterminants d'une part pour la connaissance des mécanismes physiologiques en cause, d'autre part pour l'établissement de normes de fertilisation en fonction des conditions culturales.

PARDÉ J. — ARBRES ET FORÊTS. — Paris, A. Colin, 2e éd., 1965, 224 p.

La première édition de cet ouvrage, due à Léon et Maurice PARDÉ, date de 1938.

Cette 2e édition est due au petit-fils et fils des précédents auteurs, M. Jean PARDÉ, Directeur de Recherches au Centre national de Recherches forestières, qui, tenant compte des progrès considérables réalisés depuis ces dernières 27 années, a construit un livre neuf tout en conservant les idées directrices et l'essentiel du plan des deux premiers auteurs.

Le but de l'ouvrage est de fournir au lecteur cultivé l'essentiel de ce qu'il faut savoir sur l'arbre et la forêt. Après avoir étudié les conditions générales et scientifiques de la végétation forestière, l'auteur a tenté de décrire, classer et chiffrer les différentes forêts du globe, s'attardant ensuite plus longuement, comme il se devait, sur les arbres de France, et terminant par une analyse suffisamment étoffée des produits fournis et des services rendus par la forêt.

GREIG-SMITH P. — QUANTITATIVE PLANT ECOLOGY. — London, Butterworths, 1964, 2 nd ed., 256 p.

Depuis que la première édition de cet ouvrage a été écrite, six années se sont écoulées pendant lesquelles s'est développé un intérêt croissant pour les méthodes quantitatives en écologie botanique. Les méthodes se sont accrues dans le domaine de la classification et un chapitre entier leur est consacré (chap. 7). Les autres chapitres ont été largement complétés. Le chapitre I traite des différentes méthodes de description des végétaux en termes quantitatifs. Le chapitre II indique la localisation et le nombre d'échantillons à prélever. Dans le chapitre III, la signification du modèle (c'est-à-dire la distribution des individus au sein d'une communauté) est analysée. Le chapitre IV traite des associations entre espèces ; le chapitre V des corrélations existantes entre la végétation et le milieu environnant. Le chapitre VI est consacré à la description et à la comparaison des communautés de plantes. Le chapitre VII traite de la classification des communautés botaniques. Le dernier chapitre tire les conclusions et une longue liste de références bibliographiques vient compléter l'ouvrage.

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 27, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles séparées seront utilisées pour les références bibliographiques, les tableaux, les légendes des figures et graphiques.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire :* il ne devra pas comporter d'abrévation, ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs*, précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; — *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement* dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :

a) *sommaire :* résumé suffisamment précis pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction*, dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé*, en donnant sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats*, à présenter de la manière la plus brève possible ; e) *discussion et conclusion ;* f) *résumé* destiné à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour la collaboration, les fonds, les dons... ; h) *références bibliographiques.*

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français très *complet* placé en tête de l'article. Les figures, graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc). l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : (DUPONT et DUVAL, 1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de *et al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses, de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatre langues mentionnées) ; le titre du périodique en abrégé, selon la World-List of Scientific Periodicals, ou le Bulletin Signalétique du C. N. R. S. ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera en plus le nom de l'auteur du chapitre cité, le nom des rédacteurs principaux, précédé de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention « communications personnelles » ou « données non publiées », etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d' « Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponibles est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant disposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit. Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur une feuille séparée, et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés *à l'état de projets*, leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5, *soit* × 0,25.

Il est rappelé que le format utile des Annales est : 19 × 12,5 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées.

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur feuilles séparées et porter les numéros des figures.

Correction des épreuves : les auteurs recevront deux épreuves à corriger. Les corrections « d'auteur » ne sont autorisées que sur le premier jeu d'épreuves.

Envoi du manuscrit : M. HENIN, Centre national de Recherches agronomiques, 78 - Versailles France. On demande deux exemplaires.

ANNALES
AGRONOMIQUES

VOLUME 17 1966 NUMÉRO 4

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE
149, rue de Grenelle, Paris-7e

Reproduction, même partielle, interdite sans autorisation des auteurs et de l'Institut national de la Recherche agronomique, à l'exception des sommaires et résumés.

Ann. agron., 1966, **17** (4), 351-366.

LE PROBLÈME DES SELS SOLUBLES DANS LES SOLS DE SERRE

H. MOULINIER et Rose MAZOYER
avec la collaboration technique de Irène AGIUS et Albine SORRENTINO

Station d'Agronomie et de Physiologie végétale,
Centre de Recherches agronomiques de Provence, 06-Antibes

SOMMAIRE

L'évaluation des sels solubles dans les sols de serre selon les méthodes conventionnelles (extraction de sol à différents rapports eau/terre de 2/1 — 5/1 — 10/1 et dosage des sels dissous par pesée ou conductimétrie) ne donne qu'une valeur apparente de la salinité. La salinité réelle ou salinité de la solution du sol est égale, selon les auteurs, à la salinité apparente diminuée de la teneur en sulfate de calcium passée en solution. Une méthode rapide d'évaluation de cette salinité réelle est proposée.

I. — INTRODUCTION

Les cultures sous serre doivent avoir un rendement maximum par unité de surface, en raison du prix de revient élevé de l'installation. Dans ce but, les principaux facteurs du rendement sont portés à leur niveau optimum et la fertilisation se traduit par des apports importants d'engrais. De même, afin d'éviter le lessivage des éléments nutritifs contenus dans le sol, les arrosages sont généralement limités au minimum nécessaire pour satisfaire les besoins en eau des plantes. Ces apports importants et ces arrosages réduits provoquent fréquemment une augmentation de la concentration de la solution du sol en sels dissous. Ces sels sont de nature variée : il s'agit, en plus des sels existant naturellement dans le sol, d'éléments majeurs fournis en excès comme les nitrates, ou d'éléments secondaires apportés par l'eau, les engrais ou les traitements antiparasitaires et peu utilisés par les plantes, comme les sulfates et les chlorures. Lorsque la concentration de la solution du sol est trop élevée, les racines se développent mal et le rendement de la plante diminue. On aboutit même, dans les cas extrêmes, au dépérissement des plants, notamment s'il s'agit de plants jeunes.

Ces considérations ont conduit à évaluer systématiquement le taux des sels solubles dans les échantillons de sols de serre. De plus, les conséquences néfastes d'une concentration de sels trop élevée dans la solution du sol se manifestant très rapidement, il est indispensable de disposer d'une méthode de détermination rapide permettant un diagnostic immédiat.

La seule méthode exacte consiste à extraire sur place la solution du sol au niveau des racines ou, au laboratoire, sur un échantillon de ce sol frais. De nombreuses méthodes ont été proposées dans ce but. RICHARDS (1942) les groupe en différentes classes suivant la technique utilisée : pression, succion, centrifugation, déplacement, compaction, etc. Ces méthodes sont d'autant plus difficiles à réaliser que le sol est plus sec. De toute façon, ce sont des méthodes longues : par pression ou par succion l'extraction d'un échantillon peu humide dure parfois plus de 24 heures. Elles ne conviennent pas à l'analyse rapide de nombreux échantillons.

Il faut donc opérer au laboratoire avec une quantité d'eau plus importante. Suivant les auteurs, on utilise un échantillon de sol amené à sa capacité au champ ou à l'état de pâte saturée, ou encore des suspensions dans le rapport eau/terre variant de 1/1 jusqu'à 10/1. Ces techniques seraient toutes exactes et équivalentes si elles fournissaient des filtrats semblables à la solution du sol, compte tenu de la dilution effectuée. Mais ce n'est pas toujours le cas et c'est ce qui fera l'objet de la première partie de cette étude.

Une fois obtenue la solution du sol, avec ou sans dilution, il faut déterminer sa concentration en sels. Cette détermination peut être effectuée par l'une des deux méthodes suivantes :

Évaporation à sec d'une partie aliquote du filtrat et pesée du résidu.

Somme des différents ions dosés.

Pour les mêmes raisons que nous avons vues précédemment au sujet de l'extraction de la solution du sol, ces deux techniques sont rarement utilisées en analyse de grande série. Depuis plus de 50 ans, de nombreux auteurs ont utilisé la relation existant entre la concentration saline de la solution et sa conductivité électrique. Cette technique est très largement employée parce qu'elle est très rapide et qu'elle peut même être appliquée directement à la suspension du sol sans filtration (PIPER, 1947). Cependant, il faut remarquer qu'elle comporte plusieurs causes d'erreur dont nous examinerons l'importance dans la deuxième partie de cette étude.

Enfin, compte tenu des observations précédentes et de nos conditions locales, nous exposerons une méthode qui, tout en étant rapide, permet d'éliminer les erreurs les plus importantes.

II. — INFLUENCE DU RAPPORT D'EXTRACTION EAU/TERRE

Cette question des rapports variés eau/terre soulève le problème de l'expression des résultats. Quand il s'agit de la solution du sol en place au niveau des racines, il est logique d'exprimer le résultat en milligrammes de sels dissous par litre de solution du sol. Lorsqu'il s'agit d'une suspension obtenue avec un rapport eau/terre très différent de ceux observés dans le sol en place, l'expression des résultats en milligrammes par litre de solution ne présente plus d'intérêt. Il paraît alors logique d'exprimer les résultats par rapport à la terre, par exemple en grammes de sels solubles par kilogramme de terre séchée à l'air. De cette façon il est facile de comparer entre eux les résultats obtenus par les différentes méthodes. Tous nos résultats seront donc exprimés par rapport à la terre sèche. Dans le tableau 1 sont indiqués les résultats concernant 5 sols de serre choisis pour leur comportement caractéristique en fonction des rapports d'extraction variés.

Pour chaque échantillon, le premier rapport correspond à la solution du sol extraite à la presse à membrane. Les autres rapports ont été réalisés en ajoutant 1 litre d'eau à 500 g, 200 g ou 100 g respectivement de sol humide.

Avec les deux premiers sols, lorsque le rapport d'extraction eau/terre sèche varie de 0,5/1 à plus de 10/1, la quantité de sels solubles exprimée par rapport à la

terre sèche passe de 2,7 à 3,3 p. 1 000 ou de 3,8 à 4,6 p. 1 000. Dans ce type de sol, le résultat est donc relativement indépendant du rapport eau/terre. Une extraction faite en présence d'un grand volume d'eau, comme pour l'extraction 5/1, donne un résultat voisin de celui que l'on aurait obtenu en opérant sur la solution du sol humidifié à 50 p. 100 en poids de sol sec, soit 33 p. 100 en poids de sol humide.

TABLEAU I

N° échantillons	Rapport d'extraction		Sels dissous déterminés par pesée	
	eau/terre fraîche	eau/terre sèche	mg/l	p. 1 000 terre sèche
1	0,33/1	0,50/1	5 364	2,68
	2/1	2,80/1	1 048	2,93
	5/1	6,59/1	490	3,23
	10/1	12,92/1	258	3,33
2	0,33/1	0,50/1	7 560	3,78
	2/1	2,95/1	1 480	4,37
	5/1	6,89/1	626	4,31
	10/1	13,47/1	340	4,58
3	0,33/1	0,50/1	7 160	3,58
	2/1	2,95/1	2 406	7,10
	5/1	6,89/1	1 142	7,87
	10/1	13,47/1	570	7,68
4	0,33/1	0,50/1	7 456	3,72
	2/1	2,95/1	2 520	7,43
	5/1	6,89/1	1 200	8,27
	10/1	13,47/1	630	8,49
5	0,23/1	0,30/1	3 600	1,07
	2/1	2,90/1	2 018	5,84
	5/1	6,79/1	996	6,77
	10/1	13,29/1	578	7,68

Par contre, pour les échantillons 3 et 4, la teneur en sels solubles exprimée par rapport au sol sec passe de 3,5 p. 1 000 environ pour l'extrait 0,5/1 à plus de 7,0 p. 1 000 pour l'extrait 2/1. Cette teneur augmente encore faiblement pour les extraits 5/1 et 10/1.

Enfin, le dernier échantillon 5 a une teneur en sels solubles qui varie de 1 à 7 p. 1 000 suivant le rapport d'extraction.

Dans ces 3 derniers cas, on voit donc qu'il n'est pas possible d'utiliser un rapport d'extraction élevé si l'on veut avoir un résultat comparable à ce qu'on aurait obtenu avec la solution du sol. Plus le rapport eau/terre est élevé plus la quantité de sels dissous est importante.

Si, au lieu de mesurer la quantité totale de sels dissous, on fait une analyse de ces filtrats, on constate également que, pour les 3 derniers échantillons, certaines teneurs varient en fonction du rapport d'extraction. Les graphiques 1 à 5 représentent ces résultats exprimés en milliéquivalents par kilogramme de terre pour les 5 échantillons précédents.

Les sols 1 et 2, pour lesquels la quantité de sels dissous est indépendante du rapport d'extraction, donnent effectivement, à l'analyse chimique, des teneurs pratiquement constantes en SO_4'' — NO_3' — Cl' — Ca'' — Mg'' — K' et Na'. Pour les

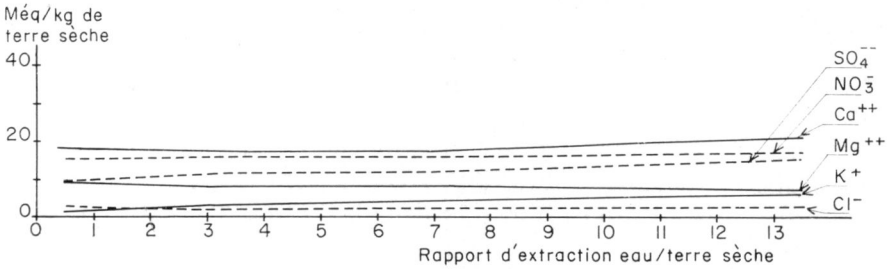


FIG 1

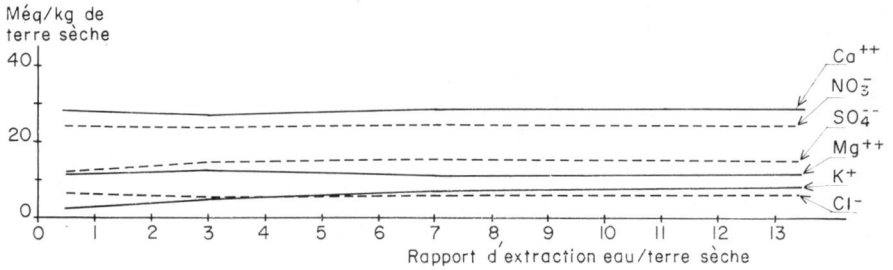


FIG 2

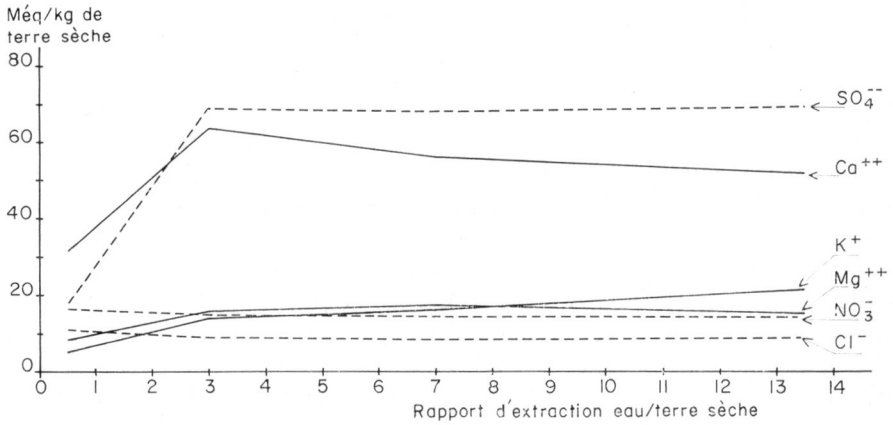


FIG 3

autres sols, les teneurs en NO_3' — Cl' et Na' restent constantes, les teneurs en Mg'' et K' augmentent lorsque le rapport d'extraction eau/terre augmente, mais la variation la plus importante est observée pour SO_4'' et Ca''. Les quantités de SO_4'' et de Ca'' solubilisées sont beaucoup plus importantes dans un extrait au rapport élevé

que dans la solution du sol ; d'autre part, ces deux quantités exprimées en milliéquivalents varient de la même manière. Il apparaît donc que la différence constatée entre les teneurs en sels dissous, à divers rapports d'extraction, est due surtout à une dissolution plus ou moins importante de sulfate de calcium.

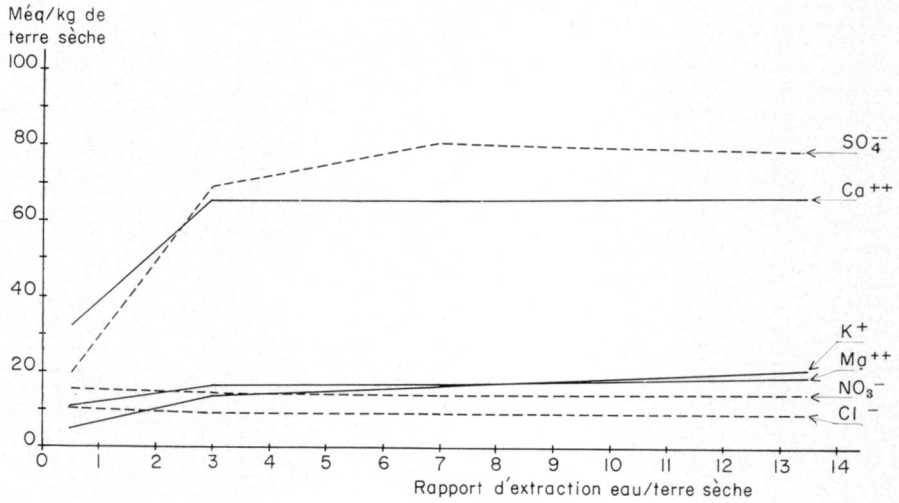


FIG 4

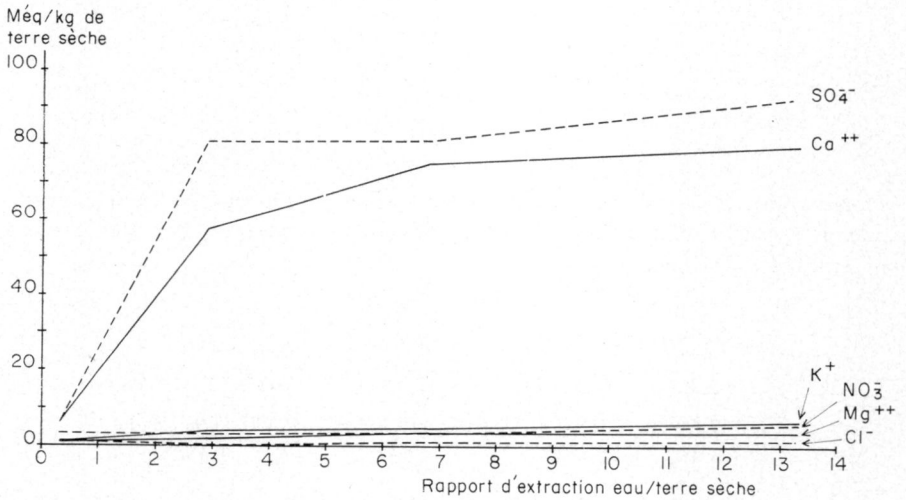


FIG 5

D'ailleurs, pour ces échantillons, si l'on retranche de la quantité totale de sels dissous, la quantité de sulfate de calcium calculée d'après la teneur en SO_4'', on obtient les résultats du tableau 2.

La teneur obtenue de cette façon est pratiquement indépendante du rapport d'extraction. Quel que soit ce rapport, le résultat est toujours voisin de celui que l'on aurait obtenu en opérant sur la solution du sol.

TABLEAU 2

Échantillons	Rapport d'extraction eau/terre fraîche	Sels dissous p. 1 000 terre sèche	SO_4Ca p. 1 000 terre sèche	Sels dissous — SO_4Ca p. m. terre sèche
1	0,33/1	2,68	0,65	2,03
	2 /1	2,93	0,80	2,13
	5 /1	3,23	0,82	2,41
	10 /1	3,33	1,06	2,25
2	0,33/1	3,78	0,82	2,96
	2 /1	4,37	0,98	3,39
	5 /1	4,31	1,05	3,26
	10 /1	4,58	1,03	3,55
3	0,33/1	3,58	1,19	2,39
	2 /1	7,10	4,68	2,42
	5 /1	7,87	4.65	3,22
	10 /1	7,68	4,73	2,95
4	0,33/1	3,72	1,28	2,44
	2 /1	7,43	4,68	2,75
	5 /1	8,27	5,47	2,30
	10 /1	8,49	5,34	3,15
5	0,33/1	1,07	0,29	0,78
	2 /1	5,84	5,50	0,34
	5 /1	6,77	5,54	1,23
	10 /1	7,68	6,33	1,35

Cependant, ces méthodes par pesée du résidu sec ou analyse de la solution, ne conviennent pas à des déterminations rapides. On leur préfère généralement la méthode conductimétrique.

III. — RELATION ENTRE LA CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE ET LA CONCENTRATION DE L'EXTRAIT DE SOL

Lorsqu'on mesure la conductivité électrique d'une solution saline afin d'en déduire sa concentration, on suppose réalisé un certain nombre de conditions qui découlent notamment des règles suivantes :

— la conductibilité équivalente d'un sel dépend de sa concentration puisque l'ionisation croît avec la dilution ;

— la conductibilité ionique dépend de la nature de l'ion ;

— les règles de la conductivité ont été établies pour des solutions diluées d'une concentration maximum de l'ordre de 10^{-3}N.

Quand on applique cette technique à des extraits de sol, ces règles ne sont observées que partiellement.

Afin de connaître l'importance des erreurs commises ainsi, nous avons choisi six échantillons pour lesquels le rapport d'extraction eau/terre n'a pas d'influence sur le résultat obtenu par pesée du résidu sec. Ceci est montré par les résultats du tableau 3.

TABLEAU 3

N° échantillons	Rapport d'extraction eau/terre fraîche	Sels dissous (pesée)	
		mg/l	p. 1 000 de terre sèche
686	2/1	1 520	3,04
	5/1	602	3,01
	10/1	318	3,18
223	2/1	1 660	3,32
	5/1	726	3,68
	10/1	372	3,72
119-2	2/1	2 590	5,18
	5/1	1 026	5,13
	10/1	544	5,44
173-2	5/1	552	2,76
	10/1	278	2,68
620-2	5/1	590	2,95
	10/1	298	2,98
396	5/1	1 152	5,76
	10/1	598	5,98

Par contre, si l'on mesure les conductivités de ces mêmes extraits, on obtient les résultats du tableau 4.

Les deux dernières colonnes du tableau 4 montrent que, pour chaque échantillon, les conductivités ne varient pas exactement comme les dilutions correspondant aux rapports d'extraction. En passant d'un extrait au rapport 2/1 à un extrait au rapport 5/1, la conductivité est divisée seulement par un facteur voisin de 2 et non de 2,5. De même, les conductivités des extraits 5/1 et 10/1 sont dans un rapport voisin de 1,75 et non de 2.

On observe le même phénomène avec des solutions de sels purs. Pour une solution de sulfate de calcium à 1 000 mg/l nous avons trouvé une conductivité de 1,29 millimhos/cm, alors que, dans les mêmes conditions, une solution du même sel à 500 mg/l présentait une conductivité de 0,74 millimho/cm soit un rapport des deux conductivités de 1,75 au lieu de 2 pour les concentrations.

Donc, dans les conditions de nos essais, la relation entre conductivité et concentration n'est pas linéaire. Ce fait peut s'expliquer par la première des trois règles

indiquées précédemment : la conductibilité équivalente d'un sel varie avec sa concentration. D'après PASCAL, l'équation exprimant la conductivité d'une solution en fonction de sa concentration c serait de la forme $c\sqrt{c}$. Pour des extraits de sol, WILCOX (1947) trouve expérimentalement que cette relation est une équation du second degré. Dans un cas comme dans l'autre, pour pouvoir pratiquement admettre que la conductivité est en fonction linéaire de la concentration en sels dissous, il faut se limiter à une portion réduite de la courbe ; c'est-à-dire qu'il y a intérêt à ne comparer entre elles que des mesures de conductivité assez voisines les unes des autres.

TABLEAU 4

N° échantillons	Rapport d'extraction eau/terre fraîche	Conductivité millimhos/cm à 27°C	Rapport des conductivités de deux extraits	
			2/1 : 5/1	5/1 : 10/1
686	2/1 5/1 10/1	1,74 0,85 0,46	2,05	1,83
223	2/1 5/1 10/1	1,78 0,86 0,50	2,06	1,74
119–2	2/1 5/1 10/1	2,32 1,10 0,60	2,10	1,83
173/2	5/1 10/1	0,66 0,39	—	1,71
620–2	5/1 10/1	0,87 0,50	—	1,75
396	5/1 10/1	1,26 0,77	—	1,64

La deuxième règle citée plus haut, la nature des ions, serait importante si l'on considérait des sols très variés. Les conductibilités ioniques du potassium et du sodium par exemple sont assez différentes et respectivement de 64 et de 43 à 18°C. Dans nos conditions, cette erreur est faible puisque nous nous limitons à des sols de serres où, comme nous l'avons vu précédemment, la proportion de sodium est relativement peu élevée. Pour les anions, ce phénomène se produit également suivant les proportions relatives de SO_4'' et NO_3'. Dans la méthode que nous proposerons, cette erreur est réduite puisque la conductivité sera toujours mesurée sur une solution privée de SO_4''.

Enfin, la troisième condition, solution de concentration 10^{-3} N, est théoriquement facile à réaliser puisqu'il suffit de diluer. Dans la pratique, nous choisirons simplement un rapport d'extraction eau/terre élevé soit 5/1.

IV. — ÉTUDE D'UNE MÉTHODE DE DÉTERMINATION

Nous venons de voir que la méthode conductimétrique peut donner des résultats satisfaisants. Par contre, nous avons vu également que l'extraction avec un rapport eau/terre élevé peut donner des résultats trop forts par suite de la solubilisation du sulfate de calcium.

D'autres ions, en particulier le potassium, passent également en solution en proportions variables (BARBIER, 1932) mais l'erreur ainsi commise est négligeable par rapport à celle due au sulfate de calcium. Différentes techniques ont été proposées pour éliminer cette erreur. WINSOR (1963) préconise de réaliser l'extraction en agitant le sol non pas avec de l'eau mais avec une solution saturée de sulfate de calcium, les autres sels dissous étant déterminés par la différence entre la conductivité de la solution de sulfate de calcium et la conductivité de l'extrait après agitation. D'autres auteurs (BOWER et HASS, 1948 ; EAGLE, 1964) utilisent la très faible solubilité du sulfate de calcium en présence d'alcool ou d'acétone.

Il nous a paru intéressant de chercher à résoudre ce problème par une autre méthode : l'élimination du sulfate de calcium dans un extrait à l'eau.

A — *Principe de la méthode étudiée*

Pour cette analyse, qui doit être rapide, nous utilisons des mesures de conductivités électriques. La méthode consiste à mesurer la conductivité de la suspension après un apport de chlorure de baryum en excès pour précipiter les ions SO_4''. Nous avons vu, qu'au moins dans les cas qui nous intéressent, les ions SO_4'' en solution semblent liés aux ions Ca''. Nous allons démontrer maintenant, qu'au point de vue conductivité, tout se passe comme si l'apport de chlorure de baryum avait pour résultat d'éliminer le sulfate de calcium et non pas seulement l'ion SO_4''.

La conductivité C d'une solution de n ions est égale à :

$$C = \sum_n \lambda_n \times z_n \times c_n$$

où :

λ est la conductivité équivalente de l'ion.

z est la charge de l'ion.

c est la concentration en ion-gramme au litre.

Considérons un volume d'eau défini (1) ; la conductivité initiale C_{i1} sera très voisine de zéro.

$$C_{i1} \neq 0. \qquad (1)$$

Si dans ce volume d'eau nous apportons a molécules-gramme de nitrate de calcium, la conductivité initiale de cette solution (2) sera C_{i2} :

$$C_{i2} = 2a\lambda_{NO_3'} + 2a\lambda_{1/2Ca''} \qquad (2)$$

où :

$\lambda_{NO_3'}$ et $\lambda_{1/2Ca''}$ sont les conductivités des ions nitrates et calcium.

Si dans un égal volume d'eau nous apportons b molécules-gramme de sulfate de calcium, la conductivité initiale de cette solution (3) sera C_{i3} :

$$C_{i3} = 2b\lambda_{1/2SO_4''} + 2b\lambda_{1/2Ca''} \qquad (3)$$

où :

$\lambda_{1/2SO_4''}$ est la conductivité de l'ion sulfate.

Enfin, si dans ce même volume d'eau nous apportons à la fois a molécules-gramme de nitrate de calcium et b molécules-gramme de sulfate de calcium, la conductivité initiale de cette solution (4) sera C_{i4} :

$$C_{i4} = 2a\lambda_{NO_3'} + 2a\lambda_{1/2Ca''} + 2b\lambda_{1/2SO_4''} + 2b\lambda_{1/2Ca''} \qquad (4)$$

Reprenons chacune de ces 4 solutions et ajoutons z molécules-gramme de chlorure de baryum tel que z soit plus grand que b.

$$z > b.$$

Avec l'eau (1) la conductivité finale sera C_{f1} :

$$C_{f1} = 2z\lambda_{Cl'} + 2z\lambda_{1/2Ba''}$$

où :

$\lambda_{Cl'}$ et $\lambda_{1/2Ba''}$ sont les conductivités des ions chlorure et baryum.

Avec la solution (2) la conductivité finale sera C_{f2} :

$$C_{f2} = 2a\lambda_{NO_3'} + 2a\lambda_{1/2Ca''} + 2z\lambda_{Cl'} + 2z\lambda_{1/2Ba''}.$$

Avec la solution (3) le sulfate de baryum précipite et il ne reste en solution que b molécules-gramme de chlorure de calcium et $(z - b)$ molécules-gramme de chlorure de baryum. La conductivité finale sera donc C_{f3} :

$$C_{f3} = 2b\lambda_{Cl'} + 2b\lambda_{1/2Ca''} + 2(z-b)\lambda_{Cl'} + 2(z-b)\lambda_{1/2Ba''}$$

ou

$$C_{f3} = 2z\lambda_{Cl'} + 2z\lambda_{1/2Ba''} + 2b[\lambda_{1/2Ca''} - \lambda_{1/2Ba''}.]$$

A une température donnée, les conductivités du calcium et du baryum sont très voisines l'une de l'autre (à 18°C par exemple $\lambda_{1/2Ca''} = 51$ et $\lambda_{1/2Ba''} = 55$), on peut donc admettre que le dernier terme de cette équation est nul. On a, par conséquent :

$$C_{f3} = 2z\lambda_{Cl'} + 2z\lambda_{1/2Ba''}.$$

Avec la solution (4) on a de la même façon C_{f4} :

$$C_{f4} = 2a\lambda_{NO_3'} + 2a\lambda_{1/2Ca''} + 2z\lambda_{Cl'} + 2z\lambda_{1/2Ba''}.$$

De l'ensemble de ces équations, il est possible de tirer plusieurs conclusions :

1° La conductivité mesurée après apport d'un excès de chlorure de baryum donne un résultat indépendant de la concentration en sulfate de calcium.

Cette conductivité est proportionnelle à la quantité de chlorure de baryum apportée et à la concentration en sels autres que le sulfate de calcium.

Ceci est exprimé par les équations C_{f3} et C_{f4}.

2° Il en résulte donc que, si de la conductivité d'une solution quelconque à laquelle on a ajouté une certaine quantité de chlorure de baryum, on retranche la conductivité d'un même volume d'eau contenant la même quantité de chlorure de baryum, on obtiendra un résultat proportionnel à la concentration de la solution primitive en sels autres que le sulfate de calcium. C'est le résultat donné par la comparaison de C_{f4} et C_{f1} :

$$C_{f4} - C_{f1} = 2a\lambda_{NO_3'} + 2a\lambda_{1/2Ca''}.$$

3° Bien que ce ne soit pas notre but, il faut cependant signaler que ces équations permettent une détermination de la concentration en sulfate de calcium. Si l'on compare C_{i4} et C_{f4}, on obtient :

$$C_{f4} - C_{i4} = 2z\lambda_{Cl'} - 2b\lambda_{1/2SO_4''} + 2z\lambda_{1/2Ba''} - 2b\lambda_{1/2Ca''}.$$

Nous avons déjà admis que $\lambda_{1/2Ba''}$ est égal à $\lambda_{1/2Ca''}$; si nous admettons également que $\lambda_{Cl'}$ est égal à $\lambda_{1/2SO_4''}$ (à 18°C ces conductivités sont respectivement de 65,2 et 68), on obtient :

$$C_{f4} - C_{i4} = 2(z - b)\lambda_{Cl'} + 2(z - b)\lambda_{1/2Ba''}.$$

Pour une solution contenant du sulfate de calcium, la variation de conductivité observée après un apport de chlorure de baryum en excès est proportionnelle à l'excès de réactif c'est-à-dire inversement proportionnelle à la quantité de sulfate de calcium présente dans la solution.

B — *Vérification expérimentale avec des solutions de sels purs*

Dans la pratique, l'apport de chlorure de baryum est réalisé par l'addition d'un certain volume d'une solution de ce sel, ce qui entraîne une variation du volume total. Après l'apport de réactif, la conductivité réelle est donnée par la formule :

$$C_{réelle} = C_{mesurée} \times \frac{V_0 + V}{V_0}$$

où :

V_0 est le volume initial et V le volume de réactif ajouté.

Puisque 2 g/l est approximativement la solubilité maximum du sulfate de calcium, il suffira d'utiliser une solution de chlorure de baryum de 4 g/l pour être sûr, à volume égal, d'avoir un excès de réactif. Dans ces conditions, la conductivité mesurée après l'apport de réactif sera à multiplier par 2 pour avoir la conductivité réelle.

Pour tous les essais suivants. quelle que soit la technique utilisée, les résultats de conductivité ont été rapportés par le calcul au volume initial.

Avec du sulfate de calcium et du nitrate de calcium purs nous avons réalisé seize solutions différentes dont nous avons mesuré les conductivités initiales C_i. A 50 ml de chaque solution, nous avons ajouté 50 ml d'une solution de chlorure de baryum à 4 g/l.

Après dépôt du précipité, la conductivité finale a été mesurée et rapportée par le calcul au volume initial de 50 ml. Les résultats sont donnés dans le tableau 5.

TABLEAU 5

Solution n°	mg/l (1)		Conductivité (2) (millimhos/cm à 27°C)		$\frac{C_f \text{ (solution)}}{C_f \text{ (eau)}}$
	Sulfate de calcium	Nitrate de calcium	Initiale C_i	Finale C_f	
1	0	0	0	4,16	0
2	500	0	0,74	4,16	0
3	1 000	0	1,29	4,16	0
4	1 500	0	1,76	4,16	0
5	0	500	0,70	4,73	0,57
6	500	500	1,30	4,73	0,57
7	1 000	500	1,82	4,68	0,52
8	1 500	500	2,28	4,68	0,52
9	0	1 000	1,37	5,33	1,17
10	500	1 000	1,85	5,33	1,17
11	1 000	1 000	2,31	5,26	1,10
12	1 500	1 000	2,73	5,26	1,10
13	0	2 000	2,50	6,37	2,21
14	500	2 000	2,99	6,37	2,21
15	1 000	2 000	3,38	6,37	2,21
16	1 500	2 000	3,71	6,24	2,08

(1) Ces solutions ne sont pas des solutions étalons.
(2) Mesures effectuées avec un appareil donnant une précision électrique de ± 1 pour cent.

Dans ce tableau, on voit que la conductivité finale C_f est pratiquement constante pour une même teneur en nitrate quelle que soit la teneur en sulfate ; par exemple, pour les solutions 2, 3 et 4 sans nitrate, la conductivité finale est toujours 4,16 millimhos/cm qui est la conductivité finale de l'essai à blanc avec de l'eau n° 1. Cette conductivité est donc fonction uniquement de la quantité de réactif apporté quelle que soit la teneur en sulfate de calcium.

Le graphique 6 représente la relation existant entre les teneurs en nitrate de calcium et l'écart des conductivités finales de l'échantillon et de l'essai à blanc avec de l'eau.

Sur ce graphique on voit que la valeur $C_{f\,(solution)} - C_{f\,(eau)}$ est proportionnelle à la concentration en nitrate de calcium quelle que soit la concentration en sulfate de calcium. Les 4 courbes représentant les 4 niveaux de sulfate sont très voisines les unes des autres.

C — *Vérification sur des échantillons de sols de serre*

Nous avons utilisé pour cela une soixantaine d'échantillons de sols de serre. A chaque échantillon nous avons appliqué la méthode étudiée, d'après le protocole suivant :

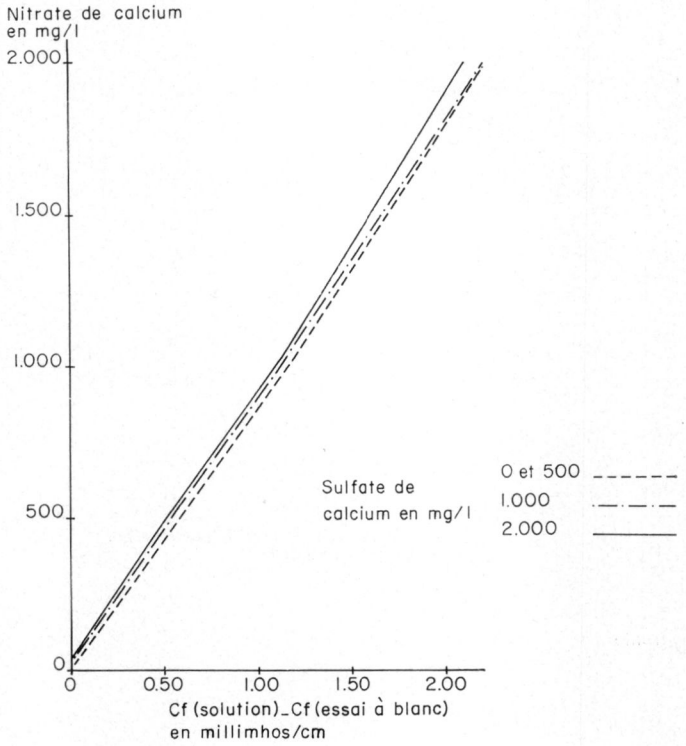


FIG 6

— Peser 50 g de terre sèche tamisée au tamis à trous ronds de 2 mm ; les introduire dans un flacon de 500 ml.

— Agiter 1/2 heure à l'agitateur mécanique avec 250 ml d'eau déminéralisée.

— Laisser décanter 1 heure environ.

— Prélever 25 ml de liquide clair dans un bécher de 100 ml.

— Ajouter 25 ml de chlorure de baryum (4 g/litre).

— Laisser reposer 1/2 heure.

— Décanter.

— Maintenir au bain-marie à 27° ± 1°C jusqu'à température constante.

— Mesurer la conductivité.

— Faire, dans les mêmes conditions, un essai à blanc avec 25 ml d'eau déminéralisée et 25 ml de chlorure de baryum (4 g/litre).

La conductivité finale est alors en millimhos :

C_f = lecture × coefficient de cellule × 2 et le résultat utile est :

$$x = C_f \text{ (échantillon)} - C_f \text{ (essai à blanc)}$$

D'autre part sur chaque extrait nous avons déterminé :

— la teneur en sels dissous par pesée du résidu sec, soit P.

— la teneur en SO_4'' par le dosage colorimétrique au chloranilate de baryum pour calculer la teneur en SO_4Ca, soit S.

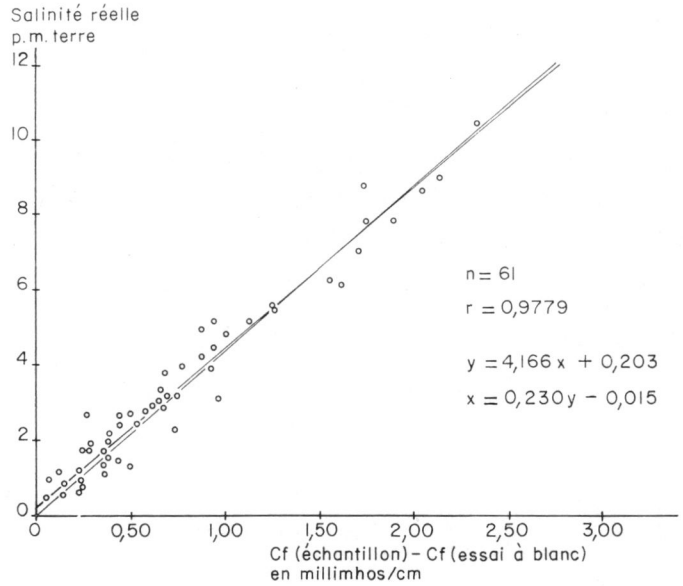

Salinité réelle
p.m. terre
12
10
8
6
4
2
0
0
0,50
1,00
1,50
2,00
2,50
3,00
n = 61
r = 0,9779
y = 4,166 x + 0,203
x = 0,230 y − 0,015
Cf (échantillon) − Cf (essai à blanc)
en millimhos/cm

FIG 7

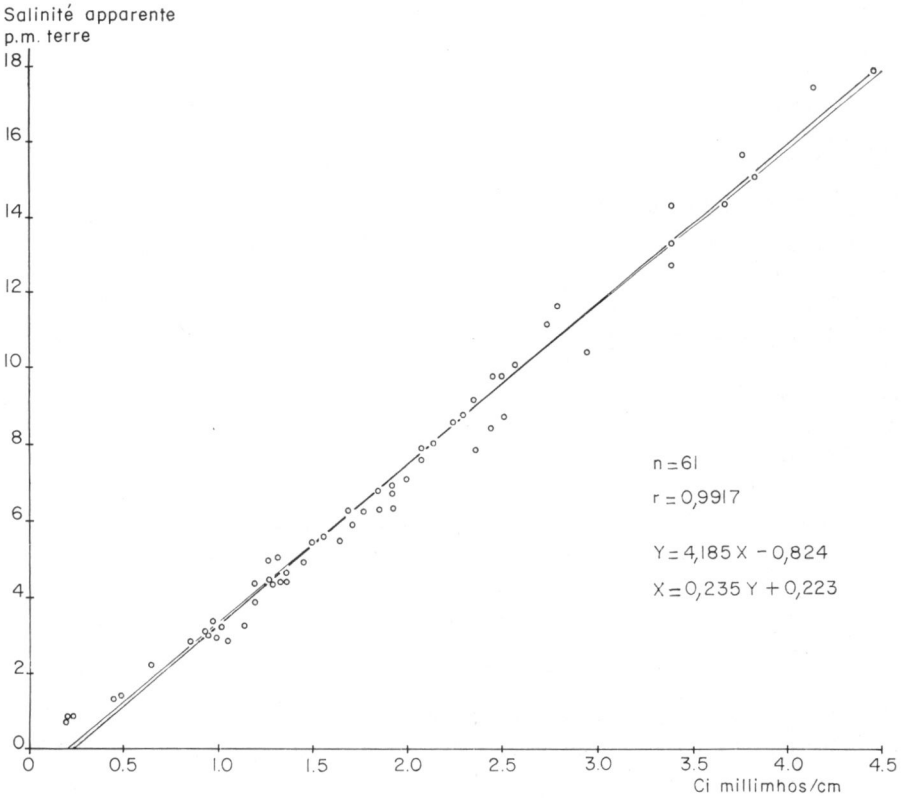

Salinité apparente
p.m. terre
18
16
14
12
10
8
6
4
2
0
0
0.5
1.0
1.5
2.0
2.5
3.0
3.5
4.0
4.5
n = 61
r = 0,9917
Y = 4,185 X − 0,824
X = 0,235 Y + 0,223
Ci millimhos/cm

FIG 8

La valeur $y = P - S$ représente la teneur du sol en sels solubles autres que le sulfate de calcium.

Le graphique 7 représente la corrélation entre ces deux valeurs x et y pour l'ensemble des échantillons.

Cette corrélation est forte ; sa probabilité est supérieure à 0,01. L'équation de régression permet donc de calculer la teneur en sels solubles autres que le sulfate de calcium à partir de la mesure de conductivité étudiée. D'après ce que nous avons vu dans la première partie de cette étude, cette mesure de conductivité permet d'apprécier la salinité de la solution du sol, c'est-à-dire la salinité réelle.

Par opposition, la mesure de P n'est qu'une mesure de salinité apparente liée au rapport d'extraction 5/1. Le graphique 8 représente la relation existant entre P ou salinité apparente et la conductivité de l'extrait.

On constate que les deux corrélations ont pratiquement la même valeur et que les équations de régression sont semblables. Pour un calcul approché de la salinité réelle, et par analogie avec le calcul rapide de la salinité apparente, on peut utiliser l'équation simplifiée :

$$y = 4\,x$$

valable pour un extrait dans le rapport eau/terre de 5/1 où la salinité réelle y est exprimée en sels solubles p. 1 000 de terre si x est l'écart de conductivité C_f (échantillon) $-C_f$ (essai à blanc) exprimé en millimhos/cm.

V. — CONCLUSION

La salinité réelle, qui est celle de la solution du sol, est, dans certains cas, très différente de la salinité apparente telle qu'on la détermine dans une suspension de terre. Pour les serres de la région méditerranéenne de nombreux échantillons ont une salinité réelle inférieure à 50 p. 100 de la salinité apparente. Cette erreur est fréquente et importante surtout pour les sols cultivés en rosiers. Ceci s'explique par des apports de soufre dus aux traitements anticryptogamiques que nous estimons à 100 g par mètre carré et par an. Dans ces conditions, un dosage de salinité apparente conduit à un diagnostic erroné.

Il est possible de déterminer rapidement la salinité réelle par la méthode que nous avons exposée. Cette méthode convient pour les sols de serre de la région méditerranéenne dont les sels solubles comportent une forte proportion de nitrates et de sulfates et de faibles quantités de chlorures.

Nous nous proposons de poursuivre cette étude pour les sols salins de plein air.

Reçu pour publication en avril 1966.

SUMMARY

THE PROBLEMS RAISED BY SOLUBLE SALTS IN HOT-HOUSE SOILS

The estimation of the soluble salts in hot-house soils by means of the traditional methods (soil extraction at different water/soil ratios : 2/1, 5/1 and 10/1 and determination of the dissolved salts by weighing or conductimetry) only gives an apparent value of the salinity. The real salinity or sali-

nity of the soil solution is equal, according to the authors, to the apparent salinity minus the content in calcium sulfate which passed into solution. A rapid method of determination of the real salinity is proposed ; the conductivity of the extract is measured after addition of an excess of baryum chloride. The results obtained with this method agree well with those obtained by means of the weighing method.

ZUSAMMENFASSUNG

ZUR FRAGE DER LÖSLICHEN SALZE IN GEWÄCHSHAUSBÖDEN

Die durch übliche Methoden erfasste Auswertung der löslichen Salze in Gewächshausböden-(Extraktion des Bodens, bei verschiedenen Wasser/Boden-Verhältnisse : 2/1, 5/1, 10/1 und kolorimetrische oder gewichtsmässige Bestimmung) ergibt nur einen scheinbaren Salzhaltigkeitswert. Die wirkliche Salzhaltigheit, oder Salzgehalt der Bodenlösung ist gleich, gemäss Autoren, dem scheinbaren Salzhaltigkeit minus dem Gehalt an in Lösung übergangenem Kalziumsulphat. Es wird eine schnelle Auswertungsmethode für die tatsächliche Salzhaltigkeit vorgeschlagen ; die Leitfähigkeit des Extraktes nach Zugabe eines Baryumchloridüberschuss wird gemessen. Die durch diese Methode gewonnene Ergebnisse stehen im guten Einklang mit denen, die durch das Gewichtsmethode erhalten wurden.

РЕЗЮМЕ

Проблема растворимых солей в почвах оранжерей.

Х. МУЛИНЬЕ, Р. МАЗУАЙЭ.

Определение растворимых солей оранжерейных почв обычными методами (почвенные вытяжки при разных соотношениях вода/почва : 2/1 — 5/1 — 10/1 и дозаж растворимых солей весовым или кондуктометрическим методами), может дать только видимую величину осолоненности. Реальная степень засоления или соленность почвенного раствора, равняется, по мнению авторов, видимой осолоненности с вычетом содержания сернокислого кальция перешедшего в раствор. Авторы предлагают быстрый метод определения этой реальной осолоненности : измерение проводимости вытяжки после добавления в нее излишка хлорида бария. Отмечена хорошая корреляция между результатами полученными этим способом и результатами применения весового метода.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BARBIER G., 1932. Le potassium dans les solutions du sol et l'échange des cations. *Ann. agron.*, 628-653.

BOWER C. A., HUSS R. B., 1948. Rapid conductometric method for estimating gypsum in soils. *Soil Sci.*, **66**, 199-204.

EAGLE D. J., 1964. Simple estimation of soluble salts in glass-house soils. *Nature*, London, **204**, 1227-1228.

PASCAL, 1951. *Chimie Générale.* Masson et Cie, Paris.

PIPER C. S., 1947. *Soil and plant analysis.* University of Adelaïde, 30-38.

RICHARDS L. A., 1941. A pressure membrane extraction apparatus for soil solution. *Soil Sci.*, **63**, 107-117.

WILCOX J. C., 1947. Determination of electrical conductivity of soil solution. *Soil Sci.*, **63**, 107-117.

WINSOR G. W., DAVIES J. N., MASSEY D. M., 1963. Soil salinity studies. Effect of calcium sulphate on the correlation between plant growth and electrical conductivity of soil extracts. *J. Sci. Food Agric.*, **14**, 42-48.

Ann. agron., 1966, **17** (4), 367-402.

REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

GÉOCHIMIE DU BORE

J. MAURICE

Station centrale d'Agronomie,
Centre national de Recherches agronomiques, 78 - Versailles

SOMMAIRE

Après un rappel des propriétés physico-chimiques de l'atome de bore et de ses composés, l'étude porte sur la distribution et le mouvement de cet élément depuis la consolidation et la différenciation des magmas jusqu'à la formation et l'évolution des sols. Des exemples de concentrations en bore total et soluble dans des profils pédologiques et culturaux, en relation avec la nature du substratum géologique, sont présentés.

Les premiers travaux reconnaissant le bore comme un élément utile aux végétaux cultivés remontent à une cinquantaine d'années (AGULHON, 1910 ; MAZÉ, 1915). Depuis, le bore a fait l'objet de nombreuses études tant en ce qui concerne son absorption et son rôle dans la plante que son comportement dans le sol. Cependant, le problème rarement posé en science du sol est le suivant : les données de la géochimie permettent-elles de prévoir la distribution de cet élément dans les profils pédologiques ou les profils culturaux ?

C'est à l'examen de ce problème que la présente étude est consacrée.

I. — PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DE L'ATOME DE BORE

Les propriétés des atomes jouant un rôle dans les processus qui déterminent la répartition et la migration des éléments dans l'écorce terrestre, nous reportons ici quelques références sur les caractères de l'atome de bore.

1° *Nature des liaisons, structure des molécules et considérations cristallochimiques*

Dans la classification périodique des éléments, le bore se trouve dans la colonne III, au-dessus de l'aluminium et entre le béryllium et le carbone (tabl. 1).

Dans son état fondamental, l'atome de bore possède donc 5 électrons appelés 1 s^2, 2 s^2 et 2 p. L'énergie d'ionisation nécessaire pour expulser successivement les 3 électrons périphériques 2 s^2 et 2 p est élevée puisqu'elle représente 190,3—576,1 et 869,7 kilocalories par atome-gramme (PASCAL, 1961). Il en résulte que l'ion B^{3+} a très peu de chances de se former dans les conditions normales.

TABLEAU I

Place du bore dans la classification périodique des éléments

Période	Groupe		
	II	III	IV
II	Be	B	C
III	Mg	Al	Si

Mais l'étude des spectres montre que la chaleur d'activation nécessaire à la transition d'un électron s dans la sous-couche p est extrêmement faible, soit 40 calories par atome-gramme (PASCAL, 1961). Cette dernière configuration électronique, appelée sp^2, se traduit par la formation de 3 orbitales hybrides équivalentes dont les axes sont dans un même plan et équidistants l'un de l'autre à 120°. Les électrons, en cessant d'être appariés, deviennent ainsi capables d'entrer en jeu d'une manière simultanée et de contribuer à la formation de liaisons par covalence.

Cependant, selon PAULING (1963), la liaison covalente a un caractère ionique partiel. C'est la distance dans l'échelle d'électronégativité, entre deux éléments, qui constitue en première approximation une mesure du caractère ionique de la liaison formée. Dans cette échelle qui s'étend du césium (0,7) au fluor (4,0), le bore, le carbone, l'azote, l'oxygène, le soufre et le chlore par exemple ont respectivement comme coefficient d'électronégativité : 2,0 — 2,5 — 3,0 — 3,5 — 2,5 et 3,0. Lorsque la différence dans l'échelle est de 1,7, la liaison présente environ 50 p. 100 de caractère ionique. Ainsi la liaison B—O ($\Delta = 1{,}5$) possède à peu près 44 p. 100 de caractère ionique.

Suivant cette conception, les liaisons entre le bore et les autres éléments, mis à part le fluor, ont donc un caractère moins ionique que covalent. Voici des exemples où les 3 électrons de valence participent à la formation de liaisons covalentes à caractère ionique partiel.

Composés minéraux :

$$\begin{cases} BF_3,\ BCl_3,\ BBr_3,\ BI_3 \\ B(OH)_3,\ B_2O_3 \\ B(NH_2)_3,\ B(CN)_3,\ B(OCN)_3,\ BN \end{cases}$$

Composés organiques :

1) *organoboranes*

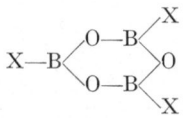
$$\begin{cases} BR_3 : B(CH_3)_3,\ B(C_2H_5)_3,\ B(n\ C_3H_7)_3 \\ BAr_3 : B(C_6H_5)_3,\ B(p\ C_6H_4{-}CH_3)_3,\ B(C_6H_3\langle^{CH_3}_{CH_3})_3 \end{cases}$$

2) *esters*

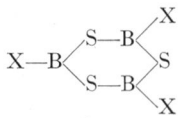
$$\begin{cases} \textit{orthoboriques}\ B(OR)_3 : B(OCH_3)_3,\ B(OC_2H_5)_3 \\ \textit{peroxyboriques}\ B\ (O{-}O{-}R)_3 \end{cases}$$

Les 3 électrons de valence peuvent également contribuer à la formation de composés cycliques. Ces cycles sont de nature très variée. Mentionnons d'abord ceux qui sont communs aux dérivés purement minéraux et aux dérivés organiques et que caractérise une symétrie ternaire :

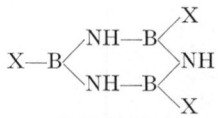
composés minéraux :



$B_3O_3X_3$
boroxols



$B_3S_3X_3$
borsulfols



$B_3N_3H_3X_3$
borazols

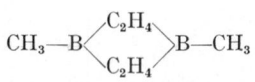
(X = hydrogène ou halogènes)

composés organiques :

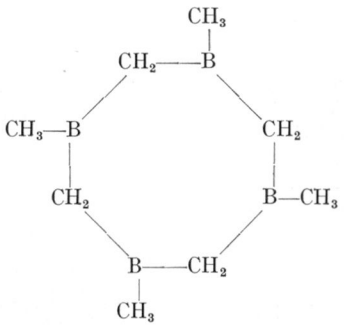
éléments de liaison : O, S ou N $\left\{ \begin{array}{l} B_3O_3\ (O—R)_3 \\ B_3S_3\ (O—R)_3,\ B_3S_3(N—R_2)_3,\ B_3S_3(SH)_3 \\ B_3N_3R_3\ (O—R')_3,\ B_3N_3H_3\ (N\text{-}R_2)_3 \end{array} \right.$

élément de liaison : C $\left\{ \begin{array}{l} B_3O_3R_3 \\ B_3S_3R_3 \\ B_3N_3H_3R_3 \end{array} \right.$

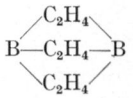
Parmi les autres types de cycles, citons ceux contenant comme maillons des atomes de carbone et de bore.



Diméthyldiborodiéthylène



Tétraméthyltétraborotétraméthylène



Diborotriéthylène

Toutefois lorsque les 3 électrons de valence ont été utilisés pour l'établissement de liaisons interatomiques plutôt covalentes, l'atome de bore n'a encore que 6 électrons présents dans sa couche périphérique et il peut en accepter 2 autres pour former l'octet. Les 4 paires d'électrons de l'octet tendent à se disposer d'elles-mêmes dans l'espace suivant les sommets d'un *tétraèdre* qui peut être régulier lorsque les atomes ou radicaux entourant le bore sont identiques. L'apport du doublet électronique, réalisable de plusieurs façons, conduit à la formation de nombreux *composés de coordination.*

— Il se forme des *anions complexes*, si le doublet électronique est apporté par un ion ou radical monovalent. Par exemple, nous avons :

composés minéraux :

$[B(OH)_4]^-$, $[BH_4]^-$, $[BF_4]^-$, $[BF_3OH]^-$, $[BF_2(OH)_2]^-$, $[BF(OH)_3]^-$, $[BF_3SO_4H]^-$

composés organo-minéraux (dérivés des halogénures) :

$[BX_3OR]^-$: $[BF_3(OCH_3)]^-$, $[BF_3(OC_2H_5)]^-$, $[BF_3(OC_6H_5)]^-$
$[BX_3RCOO]^-$: $[BF_3(HCOO)]^-$, $[BF_3(CH_3COO)]^-$, $[BF_3(COOH—COO)]^-$

composés organiques :

dérivés des organoboranes : $[B(CH_3)_3OH]^-$, $[B\ (C_6H_5)_3\ OH]^-$, $[B\ (C_6H_5)_3\ (OCH_3)]^-$, $[B\ (C_6H_5)_3H]^-$, $[B\ (C_6H_5)_4]^-$

dérivés des esters orthoboriques : $[B\ (OCH_3)_4]^-$, $[B\ (OC_2H_5)_4]^-$, $[B\ (OCH_3)_3\ H]^-$, $[B\ (OR)_3\ (C\equiv CH)]^-$, etc.

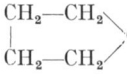
— Le doublet peut être aussi fourni par un atome donneur d'électrons. Il s'agit généralement de l'oxygène, du soufre et de l'azote figurant dans une molécule d'un des types OH_2, SH_2, NH_3, NH_2R, NHR_2, NR_3, etc. Quand l'atome donneur d'électrons et les radicaux qui lui sont reliés sont assez volumineux, la quatrième liaison a une stabilité plus faible que celle des trois premières. Ainsi les composés de coordination par l'azote sont généralement plus stables que ceux qui sont coordonnés par l'oxygène. Voici quelques exemples de *composés de coordination par les atomes* :

composés minéraux :

$$BF_3 \leftarrow OH_2,\quad BF_3 \leftarrow SH_2,\quad BF_3 \leftarrow NH_3,\quad BCl_3 \leftarrow SH_2.$$

Composés intermédiaires (dérivés des halogénures) :

coordination par l'oxygène :

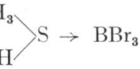
Éthers : $(CH_3)_2O \rightarrow BF_3$, $(CH_3)_2O \rightarrow BCl_3$, $(CH_3)\ (C_2H_5)O \rightarrow BF_3$, $(C_2H_5)_2O \rightarrow BF_3$, $(C_2H_5)_2O \rightarrow BCl_3$,  $\rightarrow BF_3$, etc.

Esters : $(CH_3CO_2CH_3) \rightarrow BF_3$, $(CH_3CO_2C_2H_5) \rightarrow BF_3$, etc.

Dérivés carbonylés :

(X = radical hydrocarboné, hydrogène ou halogènes).

coordination par le soufre :

$C_4H_4S \rightarrow BF_3$, $(C_2H_5)_2S \rightarrow BF_3$, $(i\text{—}C_4H_9)_2S \rightarrow BCl_3$, $(C_2H_5)_2S \rightarrow BCl_3$,  $\rightarrow BBr_3$

coordination par l'azote :

amines : $(C_2H_5)H_2N \rightarrow BF_3$, $(C_2H_5)_2HN \rightarrow BF_3$, $(C_2H_5)_3\ N \rightarrow BF_3$, $(CH_3)_3\ N \rightarrow BCl_3$, etc.

nitriles : $HCN \rightarrow BF_3$, $HCN \rightarrow BCl_3$, $CH_3CN \rightarrow BF_3$, $C_6H_5CN \rightarrow BF_3$, etc.

Composés organiques :

dérivés des organoboranes :

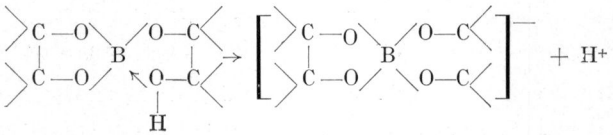
$H_3N \rightarrow B\ (CH_3)_3$, $H_3N \rightarrow B(C_2H_5)_3$, $(CH_3)_3\ N \rightarrow B(CH_3)_3$, $(CH_3)_2\ HN \rightarrow B\ (C_6H_5)_3$, $(CH_3)_3N \rightarrow B(C_6H_5)_3$, etc.

dérivés des esters orthoboriques :

$H_3N \rightarrow B(OCH_3)_3$, $CH_3H_2N \rightarrow B(OCH_3)_3$, $(CH_3)_2HN \rightarrow B(OCH_3)_3$, etc.

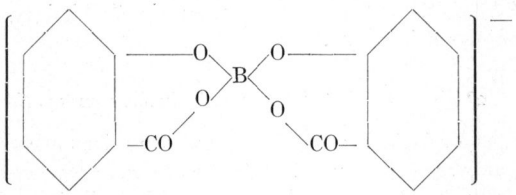
Notons que si les radicaux fixés au bore par une liaison de covalence possèdent eux-mêmes un atome d'oxygène ou d'azote en position 4 ou 5 par rapport au point de fixation des mêmes radicaux, une *chélation* peut intervenir par repliement de la chaîne fixée sur le bore. Tel est le cas des combinaisons formées entre l'acide borique $B(OH)_3$ et les diphénols en 1-2, les cyclopentanediols en *cis* mais non en *trans* et les polyols comme la mannite qui a deux groupes OH en α et en *cis*. La formation du complexe n'est complète qu'en milieu alcalin. La raison en est la suivante :

Quand les 3 fonctions acides ont été estérifiées par 2 molécules de diols, il reste une fonction alcool non utilisée. La forme (I) obtenue n'est pas stable. Mais le groupe OH est fortement ionisable avec libération d'un proton et formation d'un anion organoborique (II). Cette transformation est facilitée par l'alcalinisation du milieu. Les 2 cycles pentagonaux associés au bore ont leurs plans orthogonaux. Nous avons les schémas suivants :



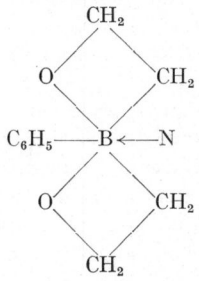
(I) (II)

Des complexes encore plus stables sont obtenus quand on s'adresse aux acides-alcools en α aux phénols-acides en *ortho* ou aux acides α-cétoniques. Les noyaux aromatiques sont dans des plans orthogonaux. Le complexe réalisé est schématisé ci-dessous pour les borodisalicyliques.

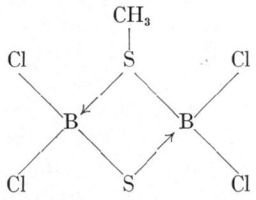


C'est cette propriété de l'atome de bore qui est utilisée pour le dosage volumétrique de l'acide borique.

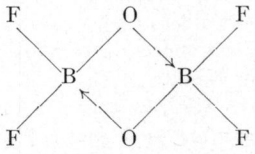
D'autres modes de cyclisation par coordination, qui conduisent à des composés non ionisables, peuvent être réalisés. Citons quelques exemples :



Borate de diéthanolamine

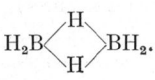


Dichloroboronate de méthyle



Difluoboronate de méthyle

Signalons aussi que le bore possède la propriété de former des noyaux polyborés condensé comme dans les hydrures où le déficit d'électrons conduit à la formation de liaisons par ponts hydrogène deux fois moins dépensiers en électrons. Le plus simple de ces hydrures est le diborane



En plus des produits précédents, il faut noter qu'il existe des composés d'oxydation inférieure du bore tels que oxydes, sels et esters. Par exemple, nous avons les oxydes B_4O_2, B_4O_3, B_2O_2 et B_4O_5. Mais tout ou presque reste ignoré quant aux structures de ces corps.

Il apparaît donc que le bore entre facilement en combinaison avec l'hydrogène, les halogènes, l'oxygène, le soufre, l'azote et le carbone, c'est-à-dire avec les métalloïdes surtout, pour former le plus souvent des liaisons de nature plutôt covalentes. Il ressort également que le bore se comporte comme un élément trivalent et qu'il peut s'entourer de 3 (motif triangulaire) ou 4 atomes (motif tétraédrique), ce dernier arrangement étant réalisable par suite de la présence d'une lacune électronique après tricoordination.

***

Du point de vue cristallochimique, on sait que la caractéristique la plus importante d'un élément est constituée par la *dimension* de l'ion. Or, le rayon ionique du bore est voisin de 0,20 Å (0,20 Å PAULING, 1949 et GOLDSMIDT, 1958 ; 0,21 Å GREEN, 1959 ; 0,23 Å MASON, 1965). Le rapport $\frac{RB^{3+}}{RO^{2-}}$ est ainsi de 0,16 au maximum si l'on prend la valeur de 1,40 Å pour le rayon de l'oxygène. Compris entre 0,15 et 0,22, ce rapport correspond donc, du point de vue strictement géométrique, à un arrangement triangulaire. On trouve ainsi le groupement $[BO_3]^{3-}$ mis en évidence à partir de simples considérations chimiques.

Quant à l'assemblage tétraédrique, il se manifeste habituellement lorsque le rapport des ions est compris entre 0,22 et 0,41. Il ne cadre donc pas avec les valeurs de B, bien que le groupement $[BO_4]^{5-}$ puisse, comme nous l'avons vu, exister dans certaines conditions. Cela signifie simplement que le modèle accepté depuis KOSSEL pour les structures cristallochimiques (ion sphérique et rigide), ne correspond pas toujours à la réalité.

2° *Comportement des composés du bore en solution*

La charge Z et le rayon ionique r d'un ion déterminent, dans une grande mesure, un certain nombre de propriétés de cet ion en solution. Ainsi, GOLDSCHMIDT formule l'hypothèse que la valeur du potentiel ionique, défini par le rapport Z/r, permet de prévoir si l'ion reste en solution jusqu'à de fortes valeurs de pH ($Z/r < 3{,}0$), s'il précipite à l'état d'hydroxydes pour des valeurs de pH encore faibles ($3 < Z/r < 9{,}5$) ou s'il forme enfin des anions complexes avec l'oxygène en donnant de nouveau des solutions ioniques vraies ($Z/r > 9{,}5$).

D'après les données précédentes, le bore, qui a un potentiel ionique compris entre 13 et 15 n'existe donc pas à l'état de cation B^{3+} en solution mais au cœur de molécules non dissociées [$B(OH)_3$] ou d'anions complexes (anion borique). Cependant, malgré les progrès réalisés au cours de ces dernières années, la véritable constitution des anions boriques en solution reste encore plus ou moins incertaine.

Ainsi, les acides métaborique HBO_2 et orthoborique H_3BO_3, en solution aqueuse, conduisent au même acide dont la formule a été discutée. La formule HBO_2 serait la seule possible si la molécule ne pouvait renfermer de l'hydrogène non acide. La formule H_3BO_3 correspondant à un triacide rappelle la formule générale $B(OR)_3$ des esters boriques, mais la deuxième et la troisième acidité sont trop faibles pour pouvoir se manifester en solution aqueuse. Il a été proposé aussi la formule double $(HBO_2)_2$ laquelle s'accorde avec les mesures de conductivité, mais non avec celles de coefficient de partage entre l'eau et l'alcool isoamylique.

Le tableau 2, selon les indications de CHARLOT (1963), mentionne quelques réactions d'équilibre de composés du bore ainsi que les pK correspondants.

Ces données montrent que l'acide borique est difficilement titrable en solution aqueuse mais peut former, avec la glycérine, en particulier, un complexe acide plus fort. Il en est de même lorsque l'acide borique se trouve en présence d'autres composés organiques (voir p. 371).

Quoiqu'il en soit, *le bore peut exister en solution vraie dans toute la gamme de pH*, ce qui le rapproche du silicium [$Si(OH)_4$ et SiO_3^{2-}] mais l'éloigne de l'aluminium qui se trouve en effet sous

forme d'hydrate insoluble Al $(OH)_3$ entre pH 4 et 11 (fig. 1). La mobilisation du bore en milieu aqueux sera donc parallèle à celle de la silice et constitue un phénomène aisé dans toutes les conditions de pH. Quant à l'état du bore dans les solutions naturelles (eaux océaniques pH 8, solutions du sol pH 4 à 8), il se présente d'après les données physico-chimiques, essentiellement sous la forme de molécules d'acide borique B $(OH)_3$ qui, comme on vient de le voir, sont très peu dissociées.

TABLEAU 2

Réactions de dissociation et constantes d'acidité de composés du bore
(CHARLOT, 1963)

Réactions d'équilibre	pK
$H_3BO_3 \leftrightarrows H_2BO_3^- + H^+$	9,1
$3\,H_3BO_3 \leftrightarrows B_3O_5^- + H^+ + H_2O$	6,8 ($NaClO_4$ 3 M)
$3\,H_3BO_3 \leftrightarrows H\,B_3O_6^{2-} + 2\,H^+ + 3\,H_2O$	15,4 ($NaClO_4$ 3 M)
$4\,H_3BO_3 \leftrightarrows B_4O_7^{2-} + 2\,H^+ + 5\,H_2O$	15,7 ($NaClO_4$ 3 M)
$BO_2(H_2O_2)_3^- \leftrightarrows BO_2\,(H_2O_2)_2^- + H_2O_2$	$pK_1 = 1,3$; $pK_2 = 0,7$; $pK_3 = -0,4$
BO_2H_2 tart$^- \leftrightarrows BO_2H$ tart$^{2-} + H^+$	3,6
BO_2H tart$^{2-} \leftrightarrows BO_2$ tart$^{3-} + H^+$	10,1
BO_2 tart$^{3-} + H_2O \leftrightarrows BO_2OH$ tart$^{3-} + H^+$	13,6
BO_2 tart$^{3-} \leftrightarrows BO^{2-} +$ tart^{2-}	1,7
H_3BO_3, glyc. $\leftrightarrows H_3BO_3 +$ glyc.	0,0
H (BO_2, glyc.) $\leftrightarrows$ (BO_2, glyc.)$^- + H^+$	6,5
K $[B(C_6H_5)_4]\downarrow \leftrightarrows K^+ + B(C_6H_5)_4^-$	7,5
Cd $(BO_2)_2\downarrow \leftrightarrows Cd^{2+} + 2\,BO_2^-$	8,6
Zn $(BO_2)_2\downarrow \leftrightarrows Zn^{2+} + 2\,BO_2^-$	10,2
H $BF_4 + H_2O \leftrightarrows H\,BF_3OH + HF$	2,6
H $BF_3OH + H_2O \leftrightarrows H\,BF_2(OH)_2 + HF$	2,0
$BF_4^- \leftrightarrows BF_3 + F^-$	$\sim$ 2,3
$BF_4^- + 3\,H_2O \leftrightarrows B(OH)_2 + 3\,H^+ + 4\,F^-$	19,4

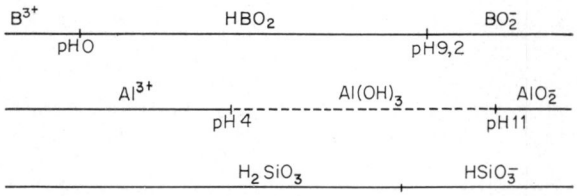


FIG. 1. — *Domaine d'existence des ions* BO_2^-, AlO_2^- et $HSiO_3^-$
CHARLOT, 1963

***

Le bore entre donc dans la formation de nombreux composés, tant minéraux qu'organiques, ce qui doit permettre d'interpréter la présence de cet élément dans les formations naturelles.

Tous ces composés ne se trouvent pas naturellement sous le même état physique dans les con-

ditions normales. Les uns sont volatils, comme B_2H_6, BF_3, BCl_3, B_2F_4, $(BFO)_3$, $(BClO)_3$, $(B\,BrO)_3$, BO, $(CH_3)_2$ BF, etc. Les autres sont peu solubles dans l'eau, sauf les alcalins, mais solubles dans les acides faibles. Cependant, ce sont précisément ces formes volatiles et solubles qui permettent au bore de migrer dans l'espace et dans le temps.

Lorsqu'un borate est détruit au cours d'un épisode géologique, le bore reste très probablement lié à des atomes d'oxygène à l'intérieur d'un groupe stable. A ce point de vue, le bore se comporte comme le silicium.

II. MINÉRAUX NATURELS BORATÉS

Dans la lithosphère le bore n'existe qu'en quantité minime : 3 p.p.m. selon MASON (1965), 10 p.p.m. selon GOLDSCHMIDT (1958) et TAYLOR (1964). Il ne se rencontre pas à l'état natif dans la nature, mais ses composés cristallisés sont fort nombreux. Les fluoborates de sodium $NaBF_4$ et de potassium KBF_4 mis à part, il s'agit d'espèces minéralogiques à carcasse oxygénée.

Selon PASCAL (1961), on compte une soixantaine de minéraux naturels boratés. Les tableaux 3, 4 et 5 attestent de la variété des borates cristallisés.

Une telle multitude de minéraux boratés peut-elle être interprétée ? Précédemment, nous avons vu que le bore peut se prêter à la formation des motifs structuraux BO_3 et BO_4 respectivement triangulaires et tétraédriques. Les groupes BO_3 se trouvent associés dans la molécule d'acide borique cristallisé H_3BO_3. De même, les motifs BO_4 se groupent dans la *teepleite* $Na_2[B(OH)_4]Cl$ et dans la *bandylite* $Cu[B(OH)_4]Cl$. Mais, le plus fréquemment, les motifs structuraux BO_3 et BO_4 s'assemblent pour former divers anions complexes de charge faible ou moyenne, comme le montrent les tableaux 3 et 4 établis d'après les données relevées par CHRIST (1960). Aux anions boriques peuvent s'associer des groupes acides, tels que silicate, phosphate, sulfate, aluminate, chlorure, etc. En définitive, il peut se former un grand nombre d'arrangements entre les anions et les cations. Mais la structure de la plupart des borates reste douteuse ou inconnue.

***

Cependant tous ces minéraux ne sont pas également abondants dans la croûte terrestre. D'après PASCAL (1961), les minéraux boratés qui se présentent à l'état de gisements exploitables sont :

— essentiellement des borates calciques et sodico-calciques, tels que la *borocalcite* $CaH_2B_4O_8$, 3 H_2O existant dans les lagunes de Toscane mais plus abondamment au Chili et aux États-Unis, la *colémanite* 3 B_2O_3, 2 CaO, 5 H_2O et la *boronatrocalcite* ou *l'ulexite* 6 B_2O_3, Na_2O, 2 CaO, 18 H_2O très répandues dans les gisements d'Amérique du Sud (Pérou, Chili) et des États-Unis, le *borax* $Na_2B_4O_7$, 10 H_2O rencontré dans différentes régions du globe (Toscane, vase du lac Borax, Californie, Chili, Thibet), la *pandermite* $Ca_4B_{10}O_{19}$, 7 H_2O localisée en Turquie, l'*inyoïte* $Ca_2B_6O_{11}$, 13 H_2O, trouvée en Californie, etc.

— secondairement, la *sassolite* H_3BO_3 de Toscane et les borates magnésiens comme la *boracite* 2 $Mg_3B_8O_{15}$, Cl_2Mg et la *pinnoïte* MgB_2O_4, 3 H_2O, tous deux dans les gisements de potasse de Stassfurt.

***

Cas des borosilicates — La Tourmaline.

RANKAMA et SAHAMA (1950) estiment, par contre, que la *tourmaline* est le plus abondant et le plus important des minéraux du bore. PHILIPSON (1953) signale aussi que ce borosilicate, sans se trouver en gîtes considérables, est très répandu dans la lithosphère.

La tourmaline peut contenir de 3 à 3,45 p. 100 de bore (RANKAMA et SAHAMA, 1950). Toutefois, des teneurs en bore variant de 0,01 à 16,9 p. 100 ont été notées (LVAKHOVICH, 1965). La tourmaline

TABLEAU 3

Borates hydratés de structure connue
(CHRIST, 1960)

Minéral	Formule en oxydes	Polyanion	Motif structural Δ triangle *t* tétraèdre	Formule structurale
Sassolite	B_2O_3, 3 H_2O	$B(OH)_3$ (molécule)	Δ	$B(OH)_3$
Teepleite Bandylite	Na_2O, B_2O_3, 2 NaCl, 4 H_2O CuO, B_2O_3, $CuCl_2$, 4 H_2O	$[B(OH)_4]^{-1}$	*t*	$Na_2[B(OH)_4]$ Cl $Cu[B(OH)_4]$ Cl
Pinnoïte	MgO, B_2O_3, 3 H_2O	$[B_2O(OH)_6]^{-2}$	2 *t*	Mg $[B_2O(OH)_6]$
Inyoïte Meyerhofferite	2 CaO, 3 B_2O_3, 13 H_2O 2 CaO, 3 B_2O_3, 7 H_2O	$[B_3O_3(OH)_5]^{-2}$	2 *t*, 1 Δ	Ca $[B_3O_3(OH)_5]$, 4 H_2O Ca $[B_3O_3(OH)_5]$, H_2O
Colemanite	2 CaO, 3 B_2O_3, 5 H_2O	$[B_3O_4(OH)_3]_n^{-2n}$	$(2\ t, 1\ \Delta)_\infty$ chaînes	Ca $[B_3O_4(OH)_3]$, H_2O
Acide métaborique monoclinique	B_2O_3, H_2O	$[B_3O_4(OH)_2]_n^{-2n}$	$(1\ t, 2\ \Delta)_\infty$ chaînes	H $[B_3O_4(OH)_2]$
Borax	Na_2O, 2 B_2O_3, 10 H_2O	$[B_4O_5(OH)_4]^{-2}$	2 *t*, 2 Δ	Na_2 $[B_4O_5(OH)_4]$, 8 H_2O
Pentaborate de potassium	K_2O, 5 B_2O_3, 8 H_2O	$[B_5O_6(OH)_4]^{-1}$	1 *t*, 4 Δ	K $[B_5O_6(OH)_4]$, 2 H_2O

TABLEAU 4

Structures possibles d'autres borates hydratés
(CHRIST, 1960)

Minéral	Formule en oxydes	Polyanion	Motif structural Δ triangle *t* tétraèdre	Formule structurale
Frolovite	$CaO, B_2O_3, 4$ (?) H_2O	$[B(OH)_4]^{-1}$ ou $[B_2O(OH)_6]^{-2}$	*t* ou 2 *t*	$Ca\ [B(OH)_4]_2$ ou $Ca\ [B_2O(OH)_6], H_2O$
Indérite Kurnakovite Inderborite	$2\ MgO, 3\ B_2O_3, 15\ H_2O$ $2\ MgO, 3\ B_2O_3, 15\ H_2O$ $MgO, CaO, 3\ B_2O_3, 11\ H_2O$	$[B_3O_3(OH)_5]^{-2}$	2 *t*, 1 Δ	$Mg\ [B_3O_3(OH)_5], 5\ H_2O$ $Mg\ [B_3O_3(OH)_5], 5\ H_2O$ $Mg\ Ca\ [B_3O_3(OH)_5]_2, 6\ H_2O$
Hydroboracite	$MgO, CaO, 3\ B_2O_3, 6\ H_2O$	$[B_3O_4(OH)_3]_n^{-2n}$	(2 *t*, 1 Δ) ∞ chaînes	$Mg\ Ca\ [B_3O_4(OH)_3]_2, 3\ H_2O$
Tincalconite	$Na_2O, 2\ B_2O_3, 5\ H_2O$	$[B_4O_5(OH)_4]^{-2}$	2 *t*, 2 Δ	$Na_2\ [B_4O_5(OH)_4], 3\ H_2O$
Kernite	$Na_2O, 2\ B_2O_3, 4\ H_2O$	$[B_4O_6(OH)_2]_n^{-2n}$	(2 *t*, 2 Δ) ∞ chaînes	$Na_2\ [B_4O_6(OH)_2], 3\ H_2O$
Hilgardite	$2\ CaCl_2, 6\ CaO, 9\ B_2O_3, 4\ H_2O$	$[B_3O_5(OH)]_n^{-2n}$	(2*t*, 1 Δ)$_2$ ∞ feuillets	$Ca_8\ [B_3O_5(OH)]_6Cl_4, H_2O$
Gowerite	$CaO, 3\ B_2O_3, 5\ H_2O$	$[B_3O_3(OH)_4]^{-1}$	1 *t*, 2 Δ	$Ca\ [B_3O_3(OH)_4]_2, H_2O$
Veatchite	$SrO, 3\ B_2O_3, 2$ (?) H_2O	$B_6O_7(OH)_6]^{-2}$	(1 t, 2 Δ)$_2$ dimères	$Sr\ [B_6O_7(OH)_6]$
Ammonioborite Larderellite Sborgite	$(NH_4)_2O, 5\ B_2O_3, 5\frac{1}{3}\ H_2O$ $(NH_4)_2O, 5\ B_2O_3, 5$ (?) H_2O $Na_2O, 5\ B_2O_3, 10\ H_2O$	$[B_5O_6(OH)_4]^{-1}$	1 *t*, 4 Δ	$NH_4\ [B_5O_6(OH)_4], \frac{2}{3}\ H_2O$ $NH_4\ [B_5O_6(OH)_4], \frac{1}{2}$ (?) H_2O $Na\ [B_5O_6(OH)_4], 3\ H_2O$
Ezcurrite	$2\ Na_2O, 5\ B_2O_3, 7\ H_2O$	$[B_5O_6(OH)_5]^{-2}$	2 *t*, 3 Δ	$Na_2\ [B_5O_6(OH)_5], H_2O$
Ulexite Probertite	$Na_2O, 2\ CaO, 5\ B_2O_3, 16\ H_2O$ $Na_2O, 2\ CaO, 5\ B_2O_3, 10\ H_2O$	$[B_5O_6(OH)_6]^{-3}$	3 *t*, 2 Δ	$Na\ Ca\ [B_5O_6(OH)_6], 5\ H_2O$ $Na\ Ca\ [B_5O_6(OH)_6], 2\ H_2O$
Préobrazhenskite	$3\ MgO, 5\ B_2O_3, 4\frac{1}{2}\ H_2O$	$[B_5O_7(OH)_4]_n^{-3n}$	(3 *t*, 2 Δ) ∞ chaînes	$Mg_3\ [B_5O_7(OH)_4]_2, \frac{1}{2}H_2O$
Terstschite	$4\ CaO, 5\ B_2O_3, 20\ H_2O$	$[B_5O_6(OH)_7]^{-4}$	4 *t*, 1 Δ	$Ca_2\ [B_5O_6(OH)_7], 6\frac{1}{2}\ H_2O$
Kaliborite	$K_2O, 4\ MgO, 11\ B_2O_3, 18\ H_2O$	$[B_5O_6(OH)_4]^{-1}$ et $[B_3O_3(OH)_5]^{-2}$	1 *t*, 4 Δ et 2 *t*, 1 Δ	$K\ Mg_2\ [B_5O_6(OH)_4]\ [B_3O_3(OH)_5]_2, 2\ H_2O$

n'a donc pas une composition bien définie. D'ailleurs, l'examen des formules qui lui sont attribuées le prouve. Tel est, notamment, le cas de la suivante proposée par DANA (1959) :

$$XY_3Al_6(BO_3)_3(Si_6O_{18})(OH)_4$$

où X = Na, Ca et Y = Al, Fe^{3+}, Li, Mg.

TABLEAU 5

Autres borates
(Dana, 1951, 1959)

Minéral	Formule	Minéral	Formule
	Borates anhydres		
Boracite	$Mg_3\ B_7\ O_{13}\ Cl$	Ludwigite	$(Mg\ Fe'')\ 2\ Fe'''\ BO_5$
Danburite	$Ca\ B_2\ Si_2\ O_8$	Nordenskioldine	$Ca\ Sn\ (BO_3)_2$
Dumortiérite	$(Al, Fe)_7\ O_3\ (BO_3)\ (SiO_4)_3$	Paigeite	$(Fe''\ Mg)_2\ Fe'''\ BO_5$
Hulsite	$(Fe''\ Ca\ Mg)_4\ (Fe'''\ Sn'''')_2\ B_2\ O_{10}$?	Pinachiolite	$Mg_3\ Mn''\ Mn_2'''\ B_2\ O_{10}$
		Reedmergnerite	$Na\ B\ Si_3\ O_8$
Jéréméivite	$Al\ BO_3$	Rhodizite	$Na\ K\ Li_4\ Al_4\ Be_3\ B_{10}\ O_{27}$?
Kotoïte	$Mg\ (BO_3)_2$	Warwickite	$(Mg\ Fe)_3\ Ti\ B_2\ O_8$
	Borates à groupes OH		
Cahnite	$Ca_2B\ (OH)_4\ (AsO_4)$	Sussexite	$(Mn, Zn)\ (BO_2)\ (OH)$
Datolite	$CaB\ (SiO_4)\ (OH)$	Szaibelyite	$Mg\ (BO_2)\ (OH)$
Fluoborite	$Mg_3\ (BO_3)\ (F, OH)_3$	Rowéite	$(Mn, Mg, Zn)\ Ca\ (BO_2)_2\ (OH)_2$
Hambergite	$Be_2\ (BO_3)\ (OH)$	Tourmaline	$XY_3\ Al_6\ (BO_3)_3\ (Si_6O_{18})\ (OH)_4$ (X = Na, Ca ; Y = Al, Fe''', Li Mg)
Howlite	$Ca_2\ Si\ B_5O_9\ (OH)_5$		
	Borates hydratés		
Bakérite	$Ca_4B_4\ (BO_4)\ (SiO_4)_3\ (OH)_3, H_2O$	Pricéite	$Ca_4B_{10}O_{19},\ 7\ H_2O$?
Ginorite	$Ca_2B_{14}O_{23},\ 8\ H_2O$	Seamanite	$Mn_3\ (PO_4)\ (BO_3),\ 3\ H_2O$
Lunebergite	$Mg_3B_2\ (OH)_6\ (PO_4)_2,\ 6H_2O$	Sulfoborite	$Mg_6H_4\ (BO_3)_4\ (SO_4)_2,\ 7\ H_2O$
Paternoïte	$Mg\ B_8O_{13},\ 4\ H_2O$		

RANKAMA et SAHAMA (1950) traduisent également ce fait en considérant la tourmaline comme un mélange des composés suivants :

Tourmaline : *Li* $Na\ Al_8\ Li\ B_3\ [O, OH, F]\ [SiO_4]_6\ (OH)_{0-2}$.
Tourmaline : *Mg* $Na\ Al_5\ Mg_4\ B_3\ [O, OH, F]\ [SiO_4]_6\ (OH)_{0-2}$.
Tourmaline : *Al* $Na\ Al_9\ B_3\ [O, OH, F]\ [SiO_4]_6\ (OH)_{1-2}$.

DEER et *al.* (1962) concluent aussi dans le même sens mais suggèrent pour les composantes de la tourmaline les formules ci-dessous :

Tourmaline à alcalis ou elbaïte : $Na(Li, Al)_3Al_6B_3Si_6O_{27}\ (OH, F)_4$.
Tourmaline Mg ou dravite : $NaMg_3Al_6B_3Si_6O_{27}\ (OH, F)_4$.
Tourmaline Fe ou schorl : $Na\ (Fe, Mn)_3\ Al_6B_3Si_6O_{27}\ (OH, F)_4$.

La tourmaline est résistante mécaniquement et chimiquement au phénomène de dégradation (GOLDSCHMIDT, 1958). Ses dimensions varient de l'état microscopique à celui de gros cristaux. De même, ses colorations sont fort diverses ; toutefois, c'est la tourmaline brune ou noire qui est la plus rencontrée.

Des borosilicates autres que la tourmaline existent mais sous une forme moins abondante. Le tableau 5 en mentionne quelques-uns.

***

Il en résulte que les minéraux naturels boratés suivent deux modes de répartition contraires ; en effet, les uns se rencontrent à l'état de gîtes exploitables, les autres sous une forme disséminée. A la suite de quels processus géochimiques ces minéraux se sont-ils donc trouvés ainsi répartis ?

III. — DISTRIBUTION DU BORE DANS LES ROCHES

L'étude de la distribution quantitative du bore dans les roches se heurte parfois à des difficultés, la plus importante paraissant être due aux erreurs d'échantillonnage. On ne peut connaître la composition d'une masse rocheuse par un seul échantillon. La structure discontinue des roches en est la raison. Les méthodes statistiques, alliées aux données géologiques, permettent d'établir un plan d'échantillonnage. Cependant, on conçoit qu'on puisse avoir des résultats plus sûrs pour les éléments fréquents, comme le silicium, que pour des éléments traces, comme le bore.

Aux erreurs précédentes s'ajoutent celles de l'analyse proprement dite. La détermination du bore dans les roches semble être beaucoup plus souvent effectuée par la méthode spectrographique que par la méthode colorimétrique. La précision de l'une ou de l'autre de ces méthodes dépend, essentiellement, des variantes utilisées. Or, celles-ci sont nombreuses. Pour fixer les idées, mentionnons que LISITSYN et KHITROV (1962) ont admis que l'erreur totale analytique peut être d'environ 20 p. 100 pour les méthodes micro-spectrales de détermination du bore et que WEBER (1964) a donné, pour la reproductibilité des résultats, un coefficient de variation de 12,8 p. 100 pour la méthode spectro-chimique. Toutefois, des écarts beaucoup plus considérables apparaissent entre les résultats obtenus par diverses méthodes appliquées à un même échantillon, ainsi que le témoigne le tableau 6, établi d'après les valeurs relevées par FLEISCHER et STEVENS (1962).

TABLEAU 6

Variabilité de la teneur en bore (en p.p.m.) dans les deux roches éruptives standard G_1 et W_1
(FLEISCHER et STEVENS, 1962)

Granite G_1	1,5	trace	4	< 10
Diabase W_1	17	28	9	10
Méthode d'analyse	colorimétrie	spectrographie	spectrographie (quantométrie)	spectrographie
Auteur	AHRENS et FLEISCHER (1960)	WEBER et MIDDLETON (1961)	GOVINDARAJU (1961)	CLARKE et SWAINE (1961)

L'importance de ces variations pose le problème de l'amélioration des techniques d'échantillonnage et d'analyse. Cependant, toutes les variations observées pour une même roche ne peuvent relever d'un tel problème. Elles doivent, sans doute, être également interprétées en relation avec le comportement géochimique du bore.

1° *Roches éruptives*

La consolidation et la différenciation des magmas conduisent aux diverses roches éruptives. Dès lors, comment le bore peut-il apparaître dans ces roches ?

a) *État autonome.*

Nous avons indiqué, précédemment, que le bore se trouve dans une multitude de minéraux qui lui sont spécifiques. LACROIX (1893,1913) note ainsi la présence :

— de la *tourmaline* dans les granulites et les pegmatites ; dans les premières, elle se trouve en cristaux formés souvent postérieurement aux autres espèces et, par suite, les englobe toutes ; mais c'est dans les secondes qu'elle se présente en plus beaux cristaux ;

— de l'*axinite*, Ca_2 (Mn, Fe) Al_2 BH [SiO_4], dans les roches éruptives basiques anciennes, telles que les diabases, les kersantites et les gabbros ;

— de la *datolite*, Ca [OH] B [SiO_4], dans les diorites, les diabases, les kersantites, les gabbros et, plus rarement, dans les roches granitiques ;

— et de la *danburite*, Ca B_2 [Si_2O_8], dans les pegmatites à tourmaline.

RANKAMA et SAHAMA (1950) signalent que la tourmaline est un des constituants les plus marquants des pegmatites mais qu'elle se rencontre aussi dans des granites ; ces auteurs indiquent, également, que l'axinite et la datolite se trouvent principalement dans les roches basiques telles que basaltes et diabases. GOLDSCHMIDT (1958) montre que la tourmaline, la danburite et la dumortiérite [(Al, Fe)$_7O_3$ (BO_3) (SiO_4)$_3$] existent surtout dans les pegmatites. LYAKHOVICH (1965) constate que les granitoïdes ne contiennent pas tous de la tourmaline. BARSUKOV (1961) spécifie que des dépôts de borosilicates sont génétiquement liés ou non aux granites, granodiorites et syénites quartzeux. GETLING et SAVINOVA (1958) n'observent aucun minéral du bore dans les diorites et les gabbros étudiés.

Il s'avère donc que les roches éruptives sont susceptibles de contenir des borosilicates. Il s'agit, notamment, de la tourmaline et de la danburite pour les roches acides, les pegmatites sutout, et de l'axinite et de la datolite pour les roches basiques.

b) *État diffus : problème du camouflage.*

Mais le bore apparaît aussi dans les espèces minérales communes des roches éruptives.

Ce sont les plagioclases qui semblent contenir le plus de bore parmi les minéraux communs, comme le montrent de nombreux auteurs (GETLING et SAVINOVA, 1958 ; BARSUKOV, 1958, 1961 ; STAVROV et KHITROV, 1960 ; LISITSYN et KHITROV, 1962). La teneur en bore des plagioclases augmente en même temps que leur teneur en anorthite, selon LISITSYN et KHITROV (1962). D'autres minéraux peuvent aussi contenir d'appréciables quantités de bore, comme les pyroxènes, les hornblendes ainsi que l'indique le tableau 7, d'après les données de BARSUKOV (1961) et de LISITSYN et KHITROV (1962).

Le quartz et la biotite apparaissent, par contre, beaucoup plus faiblement pourvus en bore, selon BARSUKOV (1961). GOLDSCHMIDT (1958) indique également que les micas des roches éruptives contiennent relativement peu de bore (1,5 p.p.m. B) par rapport aux amphiboles (jusqu'à 15 p.p.m. B).

Il semblerait donc que le bore puisse s'accumuler dans les espèces minérales communes, et en particulier dans celles qui cristallisent à une température élevée, ce qui s'oppose avec le fait que cet élément se trouve dans de nombreux composés volatils et avec le fait qu'il est abondamment réparti sous forme de tourmaline, minéral cristallisant à plus basse température. Il est donc possible que, dans le magma, le bore ne se trouve pas seulement à l'état gazeux.

Toutefois, la manière selon laquelle le bore est réparti dans les minéraux communs peut-elle être définie ?

Divers auteurs ont cherché des paramètres pour expliquer le comportement d'un élément à l'état de traces vis-à-vis d'éléments majeurs. Parmi ces paramètres, signalons, d'après SHAW (1964) :

le rayon ionique r et la charge Z (GOLDSCHMIDT), le potentiel d'ionisation I (AHRENS), l'électronégativité e (FYFE, RINGWOOD) et le coefficient énergétique EK (FERSMAN, JEDWAB, etc.). Le tableau 8 donne les valeurs de ces paramètres pour le bore et le silicium, éléments considérés fréquemment comme étant substituables dans le réseau.

TABLEAU 7

Teneurs en bore de minéraux communs de roches éruptives

Minéral	Nombre de déterminations	B (p.p.m.)	Teneur relative	Minéral	Nombre de déterminations	B (p.p.m.)	Teneur relative
Plagioclases ...	3	38	100	Plagioclases ..	18	110	100
Hornblendes ..	3	14	37	Pyroxènes alumineux	8	84	76
Feldspaths potassiques	3	10	26	Hornblendes ..	12	64	60
Quartz	3	3	8				
Biotite	3	0	0				
BARSUKOV (1961)				LITZITZIN et KHITROV (1962)			

TABLEAU 8

Paramètres cristallochimiques du bore et du silicium
(GREEN, 1959)

Cation	Paramètres				
	Coordinence	r (Å)	I (eV)	e (K cal/g atome)	EK
B^{3+}	3	0,21	37,8	290	1 715
Si^{4+}	4	0,40	45,0	270	2 500

A première vue, ces valeurs cristallochimiques théoriques semblent fort différentes. En effet :
— les rayons ne sont pas semblables ;
— les potentiels d'ionisation concernent deux cations ayant des charges différentes ;
— les électronégativités sont relatives à deux cations formant des complexes ;
— et les coefficients énergétiques s'adressent à des combinaisons différentes avec un même élément.

Toutefois, il faut noter que pour le bore, il est observé la coordinence 4 en plus de la tricoordinence classique. C'est la raison pour laquelle B et Si peuvent se substituer dans le réseau. Le groupement $(BO_4)^{5-}$ remplace alors le groupement $(SiO_4)^{4-}$, mais en l'absence d'une compensation des charges, la structure est affaiblie. D'après GOLDSCHMIDT, il s'agit d'un phénomène d' « admission » puisque l'élément trace (B) substitué à l'élément majeur (Si) a la plus petite charge.

Cependant, un tel phénomène n'explique sans doute pas, à lui seul, le mode de répartition du bore dans le minéral, puisque le motif structural de cet élément peut également être triangulaire Aussi, SHAW (1964) suggère-t-il la possibilité d'absorption du complexe $(BO_3)^{3-}$ ou de l'ion B^{3+}, soit sur les surfaces, soit dans les imperfections structurales, soit dans les cavités du réseau. Il est également probable que dans les minéraux communs, le bore puisse exister sous forme d'inclusions très fines de borosilicates.

En définitive, la présence du bore dans les espèces minérales communes est susceptible d'être, partiellement, interprétée par les phénomènes d'*admission structurale* et d'*absorption physique*.

***

Nous venons de mentionner diverses observations sur la répartition du bore dans les minéraux borosilicatés et communs des roches éruptives. Selon la teneur en bore de ces minéraux et l'importance de ceux-ci dans la roche, on doit s'attendre à ce que les teneurs en cet élément présentent une certaine dispersion, même à l'intérieur d'une même famille de roches ; celles-ci ne sont, en effet, le plus souvent, que le groupement d'unités qui, bien que voisines, sont loin d'être identiques.

En ce qui concerne les roches hyperbasiques, RANKAMA et SAHAMA (1950) notent des teneurs en bore variant de 3 à 300 p.p.m. Pour les péridotites, BARSUKOV (1961) indique des teneurs de 5 à 100 p.p.m. B. GETLING et SAVINOVA (1958), GOLDSCHMIDT (1958) et DUNAYEV (1959) trouvent, respectivement, dans les gabbros des teneurs moyennes en bore de 30, 3 et 61 p.p.m. LYAKHOVICH (1965) montre que dans les granitoïdes la teneur en bore varie aussi fortement : de 0,3 à 310 p.p.m comme les tableaux 9 et 10 l'indiquent.

TABLEAU 9

Teneurs en bore (en p.p.m.) de granitoïdes à tourmaline
(LYAKHOVICH, 1965)

Roche	P.p.m. B tourmaline	P.p.m. B roche	Roche	P.p.m. B tourmaline	P.p.m. B roche
Granite à 2 micas	6 526	140	Granite à biotite	338	3
	134	10	Granite à biotite	283	3
	782	10	Granite pegmatoïde..	381	1
	346	20	Granite pegmatoïde..	459	3
	21 814	310	Alaxite	4 115	310

TABLEAU 10

Teneurs en bore (en p.p.m.) de granitoïdes sans tourmaline
(LYAKHOVICH, 1965)

Roche	P.p.m. B roche	Roche	P.p.m. B roche
Granite à biotite et à hornblende.	0,3	Plagiogranite	0,3
Granite à biotite et à hornblende.	6,8	Granodiorite.....	0,3
Granite à biotite	1,0	Granodiorite.....	2,5
Granite à biotite	0,3	Granodiorite.....	11,0
Granite à biotite	1,0	Diorite quartzeux	0,3
Granite à biotite	2,5	Alaxite	0,3

Les données géologiques confirment aussi cette dispersion des teneurs. En effet :

GERASIMOVSKII et KHITROV (1961) signalent qu'au cours du processus magmatique, les teneurs en bore des syénites à néphéline s'élèvent légèrement de la première phase intrusive (1,8 p.p.m. B) aux deux suivantes (respectivement 4,2 et 5,1 p.p.m. B pour la 2e et la 3e phase). GOLDSCHMIDT (1958) indique que le bore se concentre à partir des magmas dans les formations résiduelles, telles que les pegmatites et les solutions hydrothermales. JUNG (1963) note que le bore s'accumule pendant les phases pegmatitique, pneumatolytique et hydrothermale. C'est donc au fur et à mesure que les silicates cristallisent et que la température diminue que le bore se concentre dans les roches éruptives. Les roches hyperbasiques doivent être ainsi moins riches que les roches acides. C'est ce qui ressort des teneurs présentées au tableau II, d'après les études de VINOGRADOV (1962).

TABLEAU II

Teneurs en bore des roches éruptives
(VINOGRADOV, 1962)

Roches	Dunites	Basaltes Gabbros	Diorites Andésites	Granites Granitoïdes
P.p.m. B	1	5	15	15

Mais les premières roches ayant surgi subissent, éventuellement, l'influence des processus post-magmatiques (pegmatitique, pneumatolytique, hydrothermal), qui font intervenir les plus fortes concentrations en bore. C'est ainsi que les teneurs élevées de certaines formations hyperbasiques ont été liées aux processus d'altération, telle que la serpentinisation (RANKAMA et SAHAMA, 1950 ; BARSUKOV, 1961 ; VARLAKOV et ZHUZHGOVA, 1964). De même, les fortes teneurs des roches basiques et neutres ont été expliquées par une contamination boratée (GETLING et SAVINOVA, 1958 ; DUNAYEV, 1959). Quant aux roches acides, BARSUKOV (1961) signale que les processus d'albitisation et de greisenification, relatifs à l'altération des feldspaths, sont souvent accompagnés de la formation de borosilicates.

Il est probable néanmoins que, dans l'ensemble, les roches acides sont légèrement plus riches que les roches basiques du fait que la tourmaline, minéral hydroxylé, ne peut être engendrée à très haute température.

2° *Roches sédimentaires*

Les roches précédentes, d'origine profonde, lorsqu'elles sont amenées à la surface de la lithosphère, ne se trouvent plus dans les mêmes conditions physico-chimiques que celles qui ont présidé à leur formation. Les minéraux seront alors décomposés et ce d'autant plus facilement que l'écart entre leurs limites de stabilité et les conditions nouvelles sera plus grand.

Du fait de sa stabilité, la tourmaline sera relativement peu altérée. Effectivement, GOLDSCHMIDT (1958) signale que ce minéral peut se trouver en quantité appréciable dans les sables et les grès. De même HARDER (1959, 1961) mentionne que le bore est représenté par la tourmaline dans la fraction granulométrique 20-60 μ.

Mais le bore contenu dans les feldspaths pourra, par contre, entrer en partie en solution, probablement sous forme de molécules $B(OH)_3$ lors de la transformation de ces minéraux en argile.

Cependant, selon GOLDSCHMIDT (1958) :

La dégradation des roches éruptives semble n'avoir pu mettre en mouvement qu'une quantité de bore correspondant à 0,2 mg/kg d'eau de mer, ce qui est peu par rapport à la quantité présente actuellement dans l'eau de mer (9) et celle retenue dans les roches sédimentaires marines (90-180).

La forte teneur en bore des sédiments marins ne peut donc être interprétée par l'intermédiaire du seul lessivage des roches éruptives. Seule l'hypothèse d'une teneur élevée en bore à l'origine, dans les océans à la suite de la condensation de composés boratés volatils en provenance d'une atmosphère primitive, permettrait d'interpréter la richesse en bore des sédiments ainsi qu'une diminution depuis le Cambrien du taux de bore de l'eau de mer, principalement, au cours de la sédimentation des argiles.

Mais, selon REYNOLDS (1965 *a*) :

Si le bore contenu dans l'eau de mer et les sédiments marins ne peut dériver uniquement du lessivage des roches éruptives, l'hypothèse d'une atmosphère primitive riche en bore ne peut être retenue. Les données indiquées au tableau 12 conduisent effectivement à montrer que, si tout le bore était présent à l'origine dans l'eau de mer, la teneur en bore de l'océan primitif eût été 20 fois plus forte que celle des eaux marines actuelles.

TABLEAU 12

Bilan en bore (en 10^{14} tonnes) de l'eau de mer et des sédiments marins
(REYNOLDS, 1965 *a*)

Bore apporté dans les sédiments marins et l'océan par le lessivage des roches éruptives	Bore contenu actuellement dans l'eau de mer	Bore retenu dans les roches sédimentaires marines	Bore en excédent dans l'eau de mer et les sédiments marins
0,34	0,075	1,75	1,5

Or, toujours selon REYNOLDS (1965 *a*), les teneurs en bore des illites (voir p. 386) du Précambrien ne diffèrent au plus que de 23 p. 100 de celles du post-Précambrien, ce qui s'oppose à ce que la teneur en bore des océans puisse ne pas être sensiblement constante depuis 2 à 3 billions d'années. Il peut donc être envisagé, qu'à travers les temps géologiques, il s'établit un équilibre dynamique entre les apports dûs aux produits d'altération et d'émanation de l'écorce terrestre et les pertes au cours de la sédimentation.

TABLEAU 13

Teneurs en bore (en p.p.m.) des eaux basses côtières du Golfe de Mexique
(FREDERICKSON et REYNOLDS, 1960)

Nombre d'échantillons	Salinité (totalité des substances dissoutes) en ‰		P.p.m. B	
	moyenne	valeurs extrêmes	moyenne	valeurs extrêmes
1	2,0		0,2	
5	6,7	5,0- 8,5	1,1	0,86-1,3
5	17,5	11,5-22,0	2,5	1,8 -2,9
7	28,9	21,0-38,5	3,7	2,8 -5,2
6	46,6	46,0-48,0	6,2	5,8 -6,5
9	57,3	50,0-67,5	7,3	6,2 -8,8
1	270,0		88,0	

Ainsi, selon l'une ou l'autre de ces deux hypothèses qui sont celles généralement avancées, l'origine de la teneur en bore des océans et des sédiments marins réside essentiellement soit dans une atmosphère primitive riche en bore, soit dans les produits d'émanation de la croûte terrestre, ce qui s'accorde avec le fait que le bore a la faculté de donner des composés volatils et solubles avec de nombreux éléments. Un plus grand nombre d'analyses des différentes eaux et formations géologiques pourrait cependant monter définitivement si la teneur en bore des océans reste constante ou non au cours de la sédimentation et, par là même, sans doute, apporter une réponse sur l'origine du bore dans le milieu marin.

Ces données n'excluent, évidemment, pas une certaine hétérogénéité de la concentration du bore dans les océans. Des variations considérables de la teneur en bore peuvent même être observées dans un environnement relativement restreint, comme l'indique le tableau 13, d'après les résultats obtenus par FREDERICKSON et REYNOLDS (1960).

Ces auteurs ont relié cette dispersion des teneurs en bore à celle de la salinité des eaux ; dans les eaux basses du Golfe de Mexique, la teneur en bore augmente linéairement avec la salinité, depuis les eaux douces jusqu'aux eaux fortement saumurées (70 p. 100 de sels).

Sédiments argileux

Ainsi, doit-on, sans doute, s'attendre à ce que le bore se concentre dans les sédiments argileux en fonction de la salinité du milieu sédimentaire. Le contraste remarquable entre les teneurs en bore des sédiments argileux marins et non marins est d'ailleurs frappant dans le tableau 14, établi d'après GOLDSCHMIDT (1958).

TABLEAU 14

Teneurs en bore (en p. p. m.) des sédiments argileux
(GOLDSCHMIDT, 1958)

Sédiments argileux	Nb. d'échantillons	p. p. m. B
Marins		
Boues argileuses profondes et récentes d'océans variés (G. P.)...	4	15 — 150
Boues argileuses profondes au large des côtes de Suède (L.)	130	135
Argiles post-glaciaires, Norvège (G. P.)	2	15 — 150
Argiles noires liassiques, Suède (L.)	14	72
Shales siluriens, Suède (L.)	4	54
Shales ordoviciens, Suède (L.)	18	72
Shales cambriens, Suède (L.)	359	96
Non marins		
Bauxites, Europe du Nord et Amérique du Sud (G. P.)	3	1,5 — 3
Argile réfractaire, Allemagne (G. P.)	1	3

(G. P.) GOLDSCHMIDT et PETERS, 1932.
(L.) LANDERGREN, 1945.

Les données de POTTER et *al.* (1963) et de TOURTELOT (1964), indiquées respectivement aux tableaux 15 et 16, aboutissent également à montrer, malgré quelque chevauchement entre les intervalles de valeurs des deux types de sédiments argileux, qu'une différence notable apparaît entre les teneurs moyennes des sédiments argileux marins et non marins.

Gabriel BERTRAND (1938) note des teneurs en bore comprises entre 50 et 500 p.p.m. pour les strates argileuses des faces inférieures (mur) et supérieures (toit) des couches de sylvinite des gisements d'Alsace. BILTZ et MARCUS (1911) dosent jusqu'à 1 200 p.p.m. B dans des argiles des mines de sels de Stassfürt. De même, GOLDSCHMIDT (1958) signale, pour des « argiles salées » d'Allemagne septentrionale, des teneurs en bore s'élevant jusqu'à 1 500 p.p.m.

TABLEAU 15

Teneurs en bore (en p.p.m.) de sédiments argileux
(POTTER et *al.*, 1963)

Sédiments argileux	Nombre d'échantillons	Teneur moyenne	Valeurs extrêmes
Marins	14	89,6	51 — 121
D'eaux douces.....	19	45,6	11 — 99

TABLEAU 16

Teneurs en bore (en p.p.m.) de sédiments argileux du Crétacé des États-Unis
(TOURTELOT, 1964)

Sédiments argileux		Marins		Non marins	
		Shales et argiles		Shales	Argiles
		de hautes mers	littoraux		
Nombre d'échantillons....		53	32	14	8
P.p.m. B	moyenne	133	112	99	78
	médiane	130	110	90	75
	extrêmes	40 — 220	60 — 160	50 — 160	30 — 130

Il s'avère donc que lorsque la sédimentation argileuse s'effectue en contact avec les saumures, les teneurs en bore des minéraux peuvent être particulièrement élevées.

FREDERICKSON et REYNOLDS (1960) et HARDER (1959, 1961) arrivent à la conclusion que la majorité du bore de la fraction argileuse des sédiments est associée à la carcasse structurale des illites et non située dans l'espace interfoliaire de ces minéraux [1]. STUBICAN et ROY (1962) ont démontré que la substitution du bore au silicium est possible dans des micas synthétiques. Il est permis de supposer qu'un tel processus est valable pour l'illite, minéral voisin des micas.

FREDERICKSON et REYNOLDS (1960) observent que la teneur en bore des illites de différentes formations sédimentaires augmente avec la salinité présumée du milieu de dépôt. La figure 2 relate

[1] VELDE (1962), REYNOLDS (1963) et VELDE et HOWER (1963) ont vérifié que certaines des illites des formations sédimentaires, des carbonates et des shales, sont surtout de forme 1 Md (variété polymorphique).

ce fait. Aussi, étant donné qu'il existe également une association prédominante et étroite entre le bore et l'illite, ces auteurs concluent-ils que cet élément est un marqueur de paléosalinité. WALKER (1962, 1963, 1964) et WALKER et PRICE (1963) confirment aussi que les teneurs en bore des illites conduisent à des valeurs paléosalinitiques sensibles. Mais SPEARS (1965) s'oppose à ce point de vue pour des sédiments carbonifères de Grande-Bretagne où le bore, bien qu'étant en majorité contenu dans les illites, est essentiellement d'origine détritique.

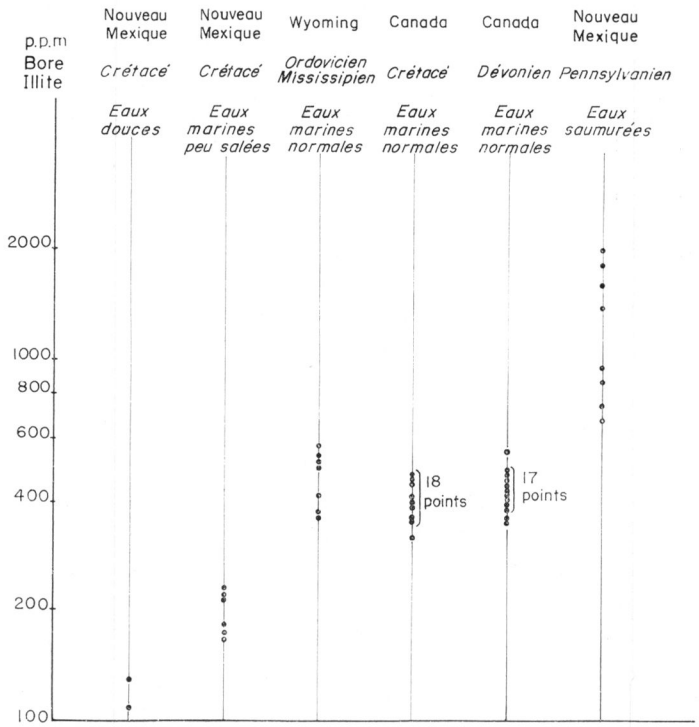


FIG. 2. — *Teneurs en Bore d'illites de différentes formations sédimentaires*
FREDERICKSON et REYNOLDS, 1960

Dans l'ensemble, les auteurs s'accordent pour montrer que le bore s'accumule, d'une manière prépondérante, dans la fraction argileuse généralement illitique des formations géologiques sédimentaires. Il apparaît aussi que plus la salinité du milieu de dépôt est élevée, plus le bore se concentre dans ces sédiments ou minéraux. Néanmoins, des teneurs élevées en bore peuvent être parfois trouvées dans des sédiments argileux non marins, ce qui confirme, sans doute, l'hétérogénéité de la distribution du bore dans les roches éruptives et souligne aussi la difficulté, sinon l'impossibilité, de différencier, éventuellement, les deux types de sédiments sur la base de leur teneur en bore.

Dépôts salins

En relation avec les observations précédentes, on doit s'attendre, toutefois, à ce que le bore se concentre dans les dépôts de sels d'origine marine.

Effectivement, RANKAMA et SAHAMA (1950) signalent que les dépôts salins de Stassfürt, formés à partir de la mer du Zechstein, contiennent des borates magnésiens tels que la boracite $Mg_6 B_{14} O_{26} Cl_2$, la pinnoïte $Mg B_2O_4$, 3 H_2O, l'ascharite $Mg HBO_3$, etc. De même, GOLDSCHMIDT (1958) indique que le bore est fortement concentré dans les évaporites marins, principalement sous forme de boracite.

Mais ces auteurs montrent aussi que le bore se trouve à l'état de dépôts salins continentaux. Selon GOLDSCHMIDT (1958), il s'agit de borates hydratés de sodium, de calcium et, quelquefois, de magnésium, rencontrés dans des régions désertiques d'Amérique du Nord et du Sud, d'Asie centrale et d'Afrique du Nord. D'après PASCAL (1961), ce sont, essentiellement, les borates calciques et sodico-calciques qui se présentent à l'état de minerais exploitables (voir p. 374).

Il semblerait donc que les dépôts de borates les plus importants soient des évaporites d'eaux douces. Il semblerait aussi que, selon la règle de CLARKE, citée par RANKAMA et SAHAMA (1950), les borates magnésiens soient des évaporites marins et les borates calciques des évaporites d'eaux douces. Cette règle s'appuie sur le fait que les teneurs en magnésium sont, par rapport aux teneurs en calcium, supérieures dans les eaux océaniques et inférieures dans les eaux terrestres ainsi que l'indique le tableau 17.

TABLEAU 17

Teneurs en magnésium et en calcium des eaux océaniques et terrestres
(RANKAMA et SAHAMA, 1950)

Eaux	Mg (%)	Ca (%)	Mg/Ca
Lacs, rivières..	3,41	20,39	0,17
Mer.....	3,69	1,15	3,21

En définitive, dans les roches sédimentaires, le bore se trouve principalement dans les tourmalines pour les formations sableuses, les illites pour les matériaux argileux et les borates alcalins et alcalino-terreux pour les dépôts salins.

3° *Roches métamorphiques*

Ces roches résultent d'une recristallisation de roches préexistantes sédimentaires ou éruptives. Or, pour qu'il y ait recristallisation, il faut qu'il y ait rupture d'un certain état d'équilibre ancien et recherche d'un état d'équilibre nouveau. Ainsi, il se trouve nécessairement un moment où les atomes sont libres et susceptibles de migrer. Selon la nature et le degré du métamorphisme, il est possible d'envisager JUNG (1963) :

— que la composition en bore des roches reste la même ou varie peu, malgré une redistribution éventuelle de cet élément entre leurs diverses espèces minérales (processus topochimique) ;

— que cette composition se modifie dans le sens d'une perte ou d'un apport d'éléments (processus métasomatique).

REYNOLDS (1965 *b*), dans une étude sur le comportement du bore pendant le métamorphisme de roches carbonatées, dégage les conclusions suivantes :

— Le métamorphisme entraîne une transformation polymorphique de l'illite 1 Md en illite 2 M, si bien que le pourcentage d'illite 2 M constitue un indice de métamorphisme. Les illites des marbres par exemple contiennent de 40 à 100 p. 100 de la forme 2 M.

— Au cours de cette transformation polymorphique 1Md-2M, une partie du bore de l'illite est libérée et entre dans la tourmaline magnésienne ou dravite qui se forme *in situ*. La formation de la tourmaline n'est, cependant, mise en évidence que dans les marbres. Ces processus s'achèvent au stade correspondant au faciès de schistes verts de métamorphisme régional.

— Au fur et à mesure de l'évolution métamorphique, les teneurs en bore des fractions argileuses ne varient pas significativement mais sont de plus en plus dispersées comme le montre le tableau 18.

— Cette dispersion des résultats est interprétée par la présence de quantités variables d'illite 2 M et de dravite dans les diverses fractions granulométriques silicatées.

Il n'apparaît donc pas, selon cette étude de REYNOLDS (1965 *b*) de variation dans la composition en bore des marbres calcitiques soumis à de faibles degrés de métamorphisme.

TABLEAU 18

Distribution hétérogène du bore dans les fractions argileuses des roches carbonatées au cours de l'évolution métamorphique
(REYNOLDS, 1965 *b*)

P. 100 illite 2 M	< 5	5 — 12	13 — 25	26 — 50	51 — 100
Nombre d'échantillons ..	70	10	19	10	9
Teneur moy. en Bore (p.p.m.) rapportée à l'illite	459	370	430	290	515
Écart-type	81	115	159	193	623

Mais, la métasomatose peut être accompagnée d'un apport de bore lorsqu'elle s'effectue en présence de solutions hydrothermales. C'est ce que montre notamment VARLAKOV (1961) pour les calcaires et les shales qui sont altérés par un processus hydrothermal au contact des diabases. Les teneurs en bore de ces roches sont, en effet, nettement supérieures à celles des roches d'origine. Par exemple, les marbres brucitiques et dolomitiques ont respectivement des teneurs moyennes de 114 et 60 p.p.m. B, alors que les calcaires dolomitiques non métamorphiques n'ont qu'une teneur moyenne en bore de 11 p.p.m. C'est à l'état de *szaibelyite* ($Mg\ BO_2\ OH$) de ces marbres que le bore s'individualise ; en ce qui concerne les marbres calcitiques, c'est sous forme de *datolite* ($Ca\ OH\ B\ SiO_4$) qu'on le trouve surtout ; quant aux schistes sériciteux, dérivant des shales, c'est dans la *séricite* (mica illitique) qu'il est localisé principalement (camouflage).

Par ailleurs, LISITSYN et KHITROV (1962) observent une introduction de bore (130 p.p.m. en moyenne) dans l'*épidote* ($(SiO_4)_3\ Fe_3\ Ca_2\ (OH)$ de skarns, roches formées à partir des marnes ou des marnes dolomitiques et dont la recristallisation a subi l'influence de la pneumatolyse ; mais la plus forte teneur en bore (5 530 p.p.m. en moyenne) a été trouvée dans l'*idocrase* ou *vésuviane*

$$(SiO_4)_{18}\ Ca_{19}\ MgAl_{12}\ (OH_4)$$

de skarns. De même JUNG (1963) note que les roches calcaires sont particulièrement aptes à fixer les apports pneumatolytiques et cite l'axinite comme minéral contenant du bore dans les roches carbonatées métamorphiques ; cependant, ce minéral ne s'y rencontre que si les calcaires contenaient, au départ, des impuretés silicatées.

L'apport de bore au cours du métamorphisme ne semble donc être réalisé que si les roches éruptives expédient dans l'auréole de contact des composés borates très solubles et à tension de vapeur élevée pouvant persister à l'état fluide quelque temps avant de cristalliser. A des températures notablement plus élevées où ces apports ne paraissent pas exister, des pertes de bore pourront, par contre, être constatées.

Effectivement, YEGOROV (1961) observe que la granitisation des schistes et des gneiss provoque une diminution de leur teneur en bore ; ainsi cette teneur qui est de 55 p.p.m. pour 17 échantillons de schistes et de gneiss peu ou non granitisés, tombe à 13 p.p.m. pour 16 variétés fortement grani

tisées. L'analyse des fractions minérales de ces roches aboutit à montrer que le bore est fixé surtout dans les plagioclases, peu dans les hornblendes et encore moins dans les pyroxènes.

Ainsi, il apparaît qu'en dehors des phénomènes de recristallisation de la matière, le métamorphisme peut conduire à une modification de la composition en bore par rapport aux roches d'origine. Il ressort également que le bore est contenu dans les minéraux silicatés soit à l'état disséminé, dans les plagioclases notamment, soit sous une forme plus concentrée dans des minéraux plus spécifiques, tels que la tourmaline, l'axinite, la datolite et l'idocrase. Cependant, il semblerait que la tourmaline et l'axinite soient les deux minéraux borosilicatés le plus fréquemment rencontrés dans les roches métamorphiques. En effet :

— la tourmaline décelée précédemment dans des marbres calcitiques existe aussi d'après GOLDSCHMIDT (1958) dans presque tous les schistes micacés et phylliteux et, selon LACROIX (1893 1913) dans les gneiss, les micaschistes et schistes précambriens et paléozoïques ;

— l'axinite des calcaires métamorphiques se trouve également pour LACROIX (1893,1913) dans les schistes cristallins de même que dans les roches métamorphiques anciennes.

***

La distribution et la présentation du bore dans les roches se révèlent donc fort hétérogènes, même à l'intérieur d'une famille donnée ; cependant, une concentration caractérisée est notée dans les argiles marines.

Maintenant, qu'adviendra-t-il du bore de ces roches lorsque les sols s'édifient peu à peu?

IV. — DISTRIBUTION DU BORE DANS LES PROFILS PÉDOLOGIQUES ET CULTURAUX

Les diverses roches, placées au contact de la biosphère (atmosphère-hydrosphère), subissent toujours une altération chimique qui tend à les transformer en un matériau ameubli et dont la constitution chimique et minéralogique est fort différente de la composition originelle. Plus tard, lorsque les organismes vivants et, en particulier, les végétaux s'installent dans les formations minérales meubles, il s'élabore une matière organique ou humus. Cet humus s'incorpore plus ou moins étroitement avec le milieu minéral. Dès lors le sol commence à exister. Au fur et à mesure de son évolution, sa profondeur et sa teneur en humus augmentent alors qu'à la suite de phénomènes de migration des substances solubles ou colloïdales, deux types d'horizons s'y développent. Ce sont les horizons appauvris (éluviaux) ou enrichis (illuviaux). Cet ensemble d'horizons supportés par la roche-mère, constitue le profil pédologique.

1° *Profils pédologiques*

Aux processus purement physico-chimiques (voir p. 382) viennent donc s'ajouter des processus biologiques. On peut alors se demander de quelle manière les seconds vont compléter l'action des premiers quant à la solubilisation du bore à partir des minéraux. Peu de recherches ont été effectuées à ce sujet mais le cadre géochimique de la pédogenèse a été défini récemment (PÉDRO, 1964). Il est alors possible de dégager les éléments suivants :

Le gaz carbonique rejeté au cours de la respiration des organismes vivants des sols et les acides organiques résultant de leurs métabolismes constituent d'actifs agents chimiques d'altération des minéraux (PÉDRO, 1964). C'est ainsi qu'il a été montré que sous l'action des acides organiques solubles, tels ceux provenant de la minéralisation du mor (humus brut caractérisé par un pH très acide, de l'ordre de 3,5 à 4,5), tous les éléments majeurs (Si, Al, Fe...) des silicates sont susceptibles de passer en solution. Dans de telles conditions, le bore est certainement solubilisé aussi, probable-

ment sous forme d'acide borique. S'il s'agit là d'un cas limite d'évolution, il n'en demeure pas moins que les êtres vivants, par leurs excrétions acides, contribuent à accélérer la vitesse des réactions de décomposition des minéraux. Cette décomposition sera d'autant plus rapide que le milieu où elle s'effectue sera acide. Cependant, les borosilicates très résistants comme la tourmaline pourront-ils être altérés ? Il semblerait que ce soit possible d'après BERGER (1949).

Il apparaît ainsi que les phénomènes de solubilisation puissent être facilités par l'activité du milieu biologique. Dans les sols, le bore existera alors d'une part, sous une forme soluble (1) (à l'eau ou aux acides faibles) dont la nature chimique reste à éclaircir et, d'autre part, sous une forme insoluble dans des minéraux non encore altérés, tels que les borosilicates, les feldspaths et les argiles. Rappelons qu'il existe de nombreux composés du bore mais il est regrettable que la composition chimique des solutions du sol soit si mal connue.

Dès sa solubilisation, le bore va pouvoir être déplacé dans le profil. Ce déplacement va dépendre de facteurs tels que le climat, la végétation, le pH et la texture des horizons.

Climat.

Le bore, de même que les autres éléments à l'état soluble, est lessivé en climat humide mais remonté en climat chaud et sec. La teneur en bore, soluble à l'eau, des sols (2) est susceptible de varier au cours de l'année, parfois de plus de 500 p. 100 selon WINSOR (1952). Cet auteur montre que ce sont les conditions d'un été humide qui conduisent à un maximum de la teneur en bore soluble. BIGGAR et FIREMAN (1960) indiquent que la fixation du bore soluble par les argiles est favorisée par une diminution de la température et par des alternances d'humidité et de sécheresse.

TABLEAU 19

Teneurs en bore d'espèces végétales naturelles

Espèce végétale	p. p. m. B matière sèche	Espèce végétale	p. p. m. B matière sèche
Monocotylédones		Monocotylédones	
Lolium perenne	2,9	*Dactylis glomerata*	28
Cynodon dactylon	3,8	*Holcus lanatus*	32
Convallaria maialis	11,2	*Avena elatior*	23 — 63
Dicotylédones		Dicotylédones	
Mercurialis annua	12,5	*Plantago lanceolata*	45 — 88
Lamium album	12,3	*Senecio vulgaris*	62 — 143
Ajuga reptans	16,4	*Galium aparine*	55
Taraxacum officinale	14,1	*Lotus corniculatus*	35
Artemisia vulgaris	12,7	*Medicago lupulina*	79
Bellis perennis	11,4	*Geranium robertianum*	56
Viola canina	12,2	*Stercularia theobroma*	79
Thlaspi bursa-pastoris	11,0	*Sinapis arvensis*	103
Ranunculus acris	9,4	*Viola tricolor*	65
BERTRAND (1941)		THELLIER (1963)	

(1) Une partie du bore soluble des sols pourrait provenir des eaux de pluie, notamment au voisinage de la mer.

(2) Les valeurs signalées pour le bore soluble à l'eau, sont, généralement, celles obtenues après ébullition à reflux pendant 5 minutes, le rapport terre/eau étant de 1/2 (méthode BERGER et TRUOG, 1939). Pour un rapport terre/eau de 1/5, les teneurs peuvent être 1,5 fois plus élevées que pour un rapport terre/eau de 1/2.

Végétation.

Les végétaux jouent encore ici un rôle essentiel par la nature de leur enracinement et par leur propriété d'absorber les éléments. En effet, toutes les plantes peuvent même absorber le bore au-delà de leurs besoins. Le tableau 19 présente des teneurs en bore de quelques espèces végétales naturelles.

D'après BERTRAND (1941), les monocotylédones sont, en général, moins riches que les dicotylédones. Ces teneurs varient non seulement avec la nature de l'espèce végétale mais aussi avec la capacité alimentaire du sol.

Mais que devient le bore lorsque les tissus végétaux meurent et se transforment en humus? Est-il resolubilisé aussitôt par l'eau ou à la suite de l'activité microbiologique? Se retrouve-t-il complètement en solution ou est-il retenu, en partie, par l'humus sous forme d'une adsorption ou à l'état de composés organiques (voir 1re partie)? Selon OLSON et BERGER (1946), la minéralisation de la matière organique entraîne une libération de bore. D'après PARKS et WHITE (1952), la réaction du bore avec les diols, produits intermédiaires de la décomposition de l'humus, conduit à une rétention temporaire de cet élément.

Toutefois, il semble que le bore, contenu dans les horizons humifères supérieurs, demeure dans ces derniers sous une forme plutôt mobile puisque de nombreux auteurs ont constaté que, dans les sols, la teneur en bore soluble à l'eau augmente avec celle en matière organique (BERGER et TRUOG, 1945 ; CANDUSSIO, 1959 ; PEYVE, 1960 ; KAKIE, 1961, etc.).

Par l'intermédiaire des processus d'absorption végétale, le bore mobile tend donc à se concentrer dans les horizons supérieurs malgré les phénomènes de lessivage.

pH et texture.

Diverses expériences de laboratoire ont permis de remarquer l'influence du pH sur la rétention du bore soluble par les minéraux argileux :

PARKS et WHITE (1952) observent qu'à partir d'une solution aqueuse boratée, une argile (kaolinite ou montmorillonite) calcique, magnésienne ou potassique, retient plus de bore que la même argile acide. BARBIER et CHABANNES (1953) montrent que la rétention du bore soluble augmente avec le pH (entre pH 3 et pH 9) pour une kaolinite. SCHARRER et *al.* (1956) indiquent que la fixation du bore soluble atteint son maximum à pH > 8 pour diverses argiles. HINGSTON (1964) constate qu'à pH 7,5, la rétention du bore soluble est plus forte par l'illite (1,18 γ B/m²) que par la kaolinite (0,28 γ B/m²) et la montmorillonite (0,02 γ B/m²). Cet auteur note que ce phénomène de rétention est rapide et réversible. SCHARRER et *al.* (1956) et HINGSTON (1964) pensent que cette rétention par les argiles sous l'influence du pH pourrait être une adsorption.

En ce qui concerne l'influence du pH sur la rétention du bore soluble par la matière organique, très peu d'études ont été faites à l'exception de celles réalisées par KATALYMOV (1951) qui suggère qu'entre l'acide borique et les alcools résultant de la décomposition de la matière organique, il se formerait des esters beaucoup plus stables en milieu neutre ou légèrement alcalin qu'en milieu acide (voir p. 371).

SCHARRER et *al.* (1956) pensent que l'influence du pH est plus importante sur la fraction minérale que sur la fraction organique. Mais là encore, des recherches devraient être entreprises.

En plus de ces diverses observations, des expériences sur sols prouvent que le bore soluble à l'eau est d'autant plus retenu dans un sol que celui-ci a un pH élevé (essais avec apport d'ions calcium : BISHOP et COOK, 1958 ; MAURICE et TROCMÉ, 1965) et une forte teneur en argile (BUCHER, 1957 ; WEAR et PATTERSON, 1962).

Il semble donc que la migration du bore puisse être plus ou moins freinée, notamment selon la teneur et la nature des minéraux argileux et le pH du milieu.

Des causes physiques, chimiques et biologiques, plus ou moins bien élucidées, interviennent, par conséquent, sur le mouvement du bore dans le profil. Il en résulte que les teneurs en bore soluble varient avec les horizons. Les données indiquées au tableau 20, d'après les résultats de PEYVE (1960), constituent un exemple de répartition de bore total et de bore soluble à l'eau dans les différents horizons (A et B) en relation avec la roche-mère (C).

PEYVE (1960) donne aussi le rapport du bore soluble à l'eau au bore total pour différents profils. Il trouve ainsi que ce rapport est inférieur à 0,02 pour les sols minéraux et compris entre 0,02 et 0,2 pour les sols tourbeux. D'après KOZANOVIC et HALASI (1962), ce rapport varie de 0,02 à 0,03 pour des chernozems où la teneur moyenne en bore total est de 30 p.p.m. environ. L'importance du bore soluble par rapport au bore insoluble reste donc très faible, quoique variable suivant les sols.

TABLEAU 20

Teneurs en bore dans quelques profils pédologiques de Lithuanie
(PEYVE, 1960)

Type de sol	Profil	Profondeur (cm)	Texture	pH KCl	Matière organique %	Bore total (p.p.m.)	Bore soluble terre/eau = 1/5 (p.p.m.)
Sol tourbeux à gley	A_0	0- 4	Tourbe	4,0	72,4	6,2	0,32
	A_0	4- 20	Tourbe	4,5	64,0	4,6	0,25
	A_1	21- 31	Sable humifère	5,1	8,2	6,2	0,04
	BC	33- 43	Sable	6,0	—	12,4	trace
	C_1	60- 70	Sable	7,0	—	10,8	trace
	C_2	105-115	Sable	7.5	—	4,6	trace
Sol podzolique à gley	A_1	1-13	Limon sableux et sable humifère agrégés	4,6	8,95	10,0	0,04
	A_2	14-21		4,2	1,85	6,2	0,02
	B	25-35	Sable	4,3	1,79	9,3	trace
	C	70-80	Argile, gley	4,3	0,30	13,6	trace
Sol podzolique sur sable	A_0	0-9	Tourbe	3,1	58,7	3,6	trace
	A_1	10-19	Sable humifère	3,3	4,9	9,3	0,04
	A_1A_2	21-29	Sable	3,9	1,9	6,2	0,04
	B_1	33-43	Sable	4,3	2,5	6,2	0,02
	BC	55-65	Limon sableux	4,7	0,1	3,1	0,03
Sol podzolisé sur dépôt morainique	A_1	1-12	Argile	4,4	5,66	34,0	0,08
	B_1	14-22	Argile	4,5	1,38	52,7	0,04
	BC	30-40	Argile	5,6	0,92	46,5	0,09
	C	60-70	Argile	7,3	0,42	55,8	trace
Sol lessivé sur dépôt morainique	A_1	12- 24	Limon argileux	6,2	—	18,6	0,07
	AB	28- 38	Limon argileux	6,2	—	21,7	0,05
	B	45- 55	Argile	6,6	—	26,5	0,07
	BC	73- 83	Argile	7,2	—	21,7	0,04
	C	95-115	Argile	7,4	—	18,6	trace

Bien entendu, les teneurs en bore des différents horizons sont primitivement conditionnées par la richesse en bore de la roche-mère et par la forme sous laquelle cet élément s'y rencontre. Cette influence de la roche-mère est en particulier d'autant plus importante que le sol est moins évolué. D'après les indications antérieures, on peut prévoir que les sédiments argileux marins donneront naissance à des sols riches en bore soluble. Cette hypothèse se trouve vérifiée par les études de différents auteurs comme LEHR (1940) et HIRAÏ (1948). De même, on peut prévoir que les formations sableuses et graveleuses conduisent à des sols pauvres en bore soluble.

Il apparaît donc que les teneurs en bore total et en bore soluble des profils pédologiques peuvent être fort variables.

Par la mise en culture, l'homme modifie, à son tour, l'évolution des sols. Selon HÉNIN et *al.* (1960), l'ensemble des couches de terre individualisées par l'intervention des instruments de culture, des racines de végétaux et des facteurs naturels réagissant à ces actions, constitue le profil cultural.

2° *Profils culturaux*

Dans le but de maintenir ou d'améliorer leur fertilité, périodiquement, les horizons supérieurs des profils culturaux subissent des apports d'engrais minéraux et d'amendements organiques ou calcaires. Ils sont en même temps homogénéisés. Les horizons profonds, par contre, sont généralement peu modifiés.

Les engrais synthétiques, de plus en plus utilisés, ne renferment que des traces de bore. Parmi les engrais naturels, c'est le nitrate de sodium du Chili qui paraît contenir le plus de bore, soit en moyenne 400 p.p.m., d'après SWAINE cité par TROCMÉ (1953). Les fumiers n'assurent qu'un retour partiel du bore prélevé par les plantes cultivées, dans la mesure où le bétail est nourri exclusivement avec les produits de l'exploitation. Selon MALQUORI (1952), 40 à 60 p. 100 seulement du bore ingéré par les animaux se retrouveraient dans les matières fécales et l'urine. Les amendements calcaires qui apportent une très faible quantité de bore ont surtout pour effet, nous l'avons vu, de réduire la mobilité de cet élément dans le sol. De ce fait, les pertes par lessivage sont limitées. Malgré cette fixation du bore par le chaulage, les prélèvements par les récoltes sont susceptibles de ne pas être toujours diminués. Ils peuvent même être augmentés (MAURICE et TROCMÉ, 1965).

Par rapport à l'étude du bore dans les profils pédologiques, il nous faudra donc, cette fois, pour les profils culturaux, tenir compte de :

— un apport important par les (1) engrais boratés, tels que le borax,
— un apport secondaire par les engrais minéraux naturels, gadoues, etc.
— une meilleure rétention par l'élévation du pH,
— un appauvrissement par les exportations des récoltes et des produits animaux,
— un retour partiel par les fumiers.

TABLEAU 21

Teneurs en bore total et en bore soluble à l'eau des sols du Lauragais
(DECAU, 1965)

Sols situés dans les vallons			Sols situés sur les sommets des collines		
Profondeur (cm)	P.p.m. bore total	P.p.m. bore soluble	Profondeur (cm)	P.p.m. bore total	P.p.m. bore soluble
0 -20	62,8	1,36	0 -20	48,2	0,27
20-40	65,7	1,37	20-40	52,5	0,04
40-60	69,3	1,07	40-60	55,2	0,00
0 -20	61,0	0,71	0 -20	62,7	0,36
20-40	60,3	0,75	20-40	46,7	0,22
40-60	57,8	0,54	40-60	48,7	0,15

(1) Dans certaines régions, il faut tenir compte d'un apport important par les eaux d'irrigation riches en bore. Des teneurs en bore de 3 à 4 p.p.m. ont été signalées pour des eaux d'irrigation (MATHUR et *al.*, 1964). Les eaux de Versailles à titre de comparaison ne contiennent que 0,1 p.p.m. B environ.

Voici quelques exemples de profils culturaux :

Pour les sols du Lauragais, dont la roche-mère d'origine continentale est constituée de sables, d'argile et de calcaire en proportions variables, DECAU (1965) constate que les teneurs en bore total sont assez voisines quels que soient le sol et le niveau prélevé. Par contre, cet auteur montre que les teneurs en bore soluble sont plus fortes d'une part, dans les vallons que sur les sommets des collines et, d'autre part, dans les horizons superficiels que dans les horizons profonds. Le tableau 21 donne des exemples de ces différentes teneurs.

TABLEAU 22

Teneurs en bore soluble à l'acétate de sols
(JUNGERMANN, 1960)

Nature de la roche-mère	Horizon supérieur (p.p.m. B soluble)	Horizon profond (p.p.m. B soluble)
Sables diluviaux	0,06 — 0,79	0,05 — 0,54
Grès bigarrés altérés	0,19 — 0,28	0,05 — 0,14
Granite altéré	0,14 — 0,36	0,05 — 0,32
Schistes altérés	0,43 — 0,71	0,13 — 0,54
Grauwack altéré	0,30 — 0,76	0,17 — 0,30

TABLEAU 23

Teneurs en bore soluble à l'eau (terre/eau = 1/2) des horizons supérieurs de sols de Thuringe
(BÜCHEL et BERGMANN, 1964)

Nature du subtratum géologique		Nombre d'échantillons	% fraction minérale < 6 μ	pH	p.p.m. bore soluble
Quaternaire	Alluvium, diluvium	75	29,62	6,4	1,23
	Lœss	88	30,59	6,5	0,99
	Autres dépôts	35	28,82	6,2	0,85
Tertiaire	ancien et récent	22	35,22	5,9	0,62
Trias	Keuper moyen	62	48,13	6,9	0,85
	Keuper inférieur	123	35,38	6,8	0,86
	Muschelkalk supérieur	151	42,37	6,8	0,72
	Muschelkalk moyen et inférieur	153	38,95	6,8	0,73
	Grès bigarrés supérieur	51	35,98	6,7	0,64
	Grès bigarrés moyen	164	17,10	5,9	0,49
	Grès bigarrés inférieur	155	14,81	5,7	0,42
Permien	Zechstein supérieur	22	26,15	6,4	0,73
	Zechstein moyen et inférieur	26	30,45	6,6	0,83
	Zechstein rouge	43	20,87	5,2	0,58
Carbonifère inférieur : schistes argileux		129	26,47	5,6	0,57
Dévonien supérieur et moyen (schistes)		20	29,69	5,6	0,73
Silurien supérieur et inférieur (schistes)		129	26,40	5,4	0,63
Précambien : algonkien		33	21,86	4,9	0,60

Bore soluble : p.p.d.s : 5 % = 0,11 p.p.m.

JUNGERMANN (1960) dont les travaux sont résumés au tableau 22 note que :

— bien qu'il existe de grandes variations entre les teneurs en bore soluble de sols de même origine géologique, ce sont les sols légers formés sur sables diluviaux et grès bigarrés qui sont les plus pauvres en bore soluble ;

— l'horizon supérieur est généralement mieux pourvu en bore soluble que l'horizon profond.

D'autres auteurs montrent aussi que les horizons supérieurs sont plus riches en bore soluble que les horizons inférieurs. Ce sont :

— SCHALLER (1948) pour des sols dont le substratum géologique est constitué de calcaires, de shales acides ou calcaires ou de grès.

— HIRAÏ (1948) et DHAWAN et DHAND (1950) pour des sols d'alluvions.

— DOBRZANSKI (1962) pour des sols podzoliques formés sur dépôt morainique et soumis à la culture pendant 36 ans.

— etc.

Il s'avère donc que, d'une manière générale, le bore soluble est plus concentré dans l'horizon cultivé que dans l'horizon sous-jacent.

Il en ressort aussi que les teneurs en bore soluble peuvent varier considérablement pour des sols de même origine géologique, ce qui s'accorde avec l'ensemble des observations relatives à la distribution et à la présentation du bore dans les roches. Néanmoins, comme pour les profils pédologiques, les sols les plus pauvres sont formés sur sables et les sols les plus riches sur argiles marines. Dans une étude portant sur plusieurs centaines de sols d'origine sédimentaire, BÜCHEL et BERGMANN (1964) montrent (voir tabl. 23) que les teneurs en bore soluble des horizons supérieurs dépendent de la nature du substratum géologique, de la valeur du pH et de la teneur en argile.

Il est regrettable que pour la plupart des analyses faites sur les sols, les teneurs en bore total de la roche-mère et des différents horizons n'aient pas été mentionnées pour permettre des études comparatives plus complètes du rapport bore soluble/bore total.

***

Ainsi, depuis la consolidation et la différenciation des magmas jusqu'à la formation et l'évolution des sols, le bore parcourt un véritable cycle. La figure 3 d'après RANKAMA et SAHAMA (1950) situe les différentes étapes éventuelles de ce cycle.

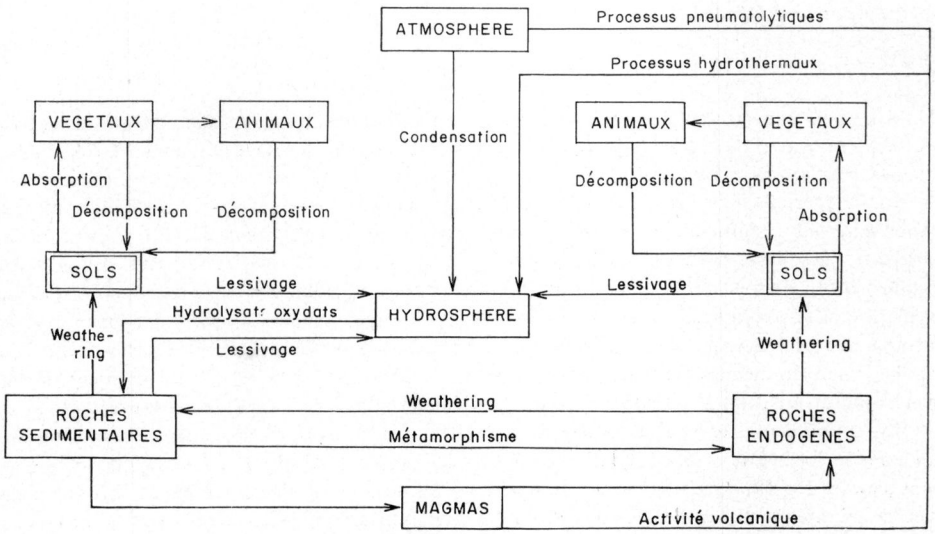


FIG. 3. — *Cycle du Bore d'après* RANKAMA *et* SAHAMA *(1950), modifié*

CONCLUSIONS

Dans son état fondamental, l'atome de bore possède 5 électrons appelés 1 s^2,2 s^2 et 2 p. Dans les conditions normales, le bore ne peut réagir avec les éléments en tant que cation B^{3+}, les 3 électrons périphériques étant trop fortement contrôlés par le noyau. Mais, à la suite d'une faible excitation, ces électrons périphériques gravitent sur des orbitales hybrides équivalentes et deviennent capables d'intervenir au cours des réactions chimiques. Après ces réactions, l'atome de bore, qui n'a encore que 6 électrons dans sa couche externe, peut accepter un doublet électronique. Le bore, élément trivalent, est donc soit tricoordiné, soit tétracoordiné dans ses composés. Les considérations strictement géométriques ne permettent de prévoir que la tricoordination.

C'est avec les éléments tels que l'hydrogène, les halogènes, l'oxygène, le soufre, l'azote et le carbone, c'est-à-dire avec les métalloïdes surtout, que le bore entre facilement en combinaison. Il en résulte la formation de très nombreux composés minéraux et organiques. Dans ces composés, les liaisons entre le bore et les autres éléments ont généralement un caractère moins ionique que covalent.

Un certain nombre de composés du bore sont soit volatils (BF_3, BCl_3, $(BFO)_3$, $B(CH_3)$, etc.), soit solubles dans l'eau ou les acides faibles (borates notamment), ce qui facilite la migration de cet élément dans l'écorce terrestre. En solution, les composés du bore, exceptés les complexes acides forts, possèdent des pK élevés. La nature des ions libérés est mal connue.

***

Il existe une soixantaine d'espèces minéralogiques naturelles boratées correspondant pour la presque totalité à des carcasses d'oxygène. Ce sont des minéraux où les motifs structuraux BO_3 et BO_4 sont le plus souvent associés et forment des anions complexes auxquels peuvent s'adjoindre divers cations et groupes acides. Les minéraux se présentant à l'état de gisements exploitables sont essentiellement des borates calciques et secondairement des borates magnésiens. La tourmaline, minéral borosilicaté pratiquement insoluble pense-t-on, est très répandue dans la lithosphère mais sous une forme disséminée.

***

Ces minéraux naturels boratés ont une origine mal définie. L'étude de leur distribution dans les roches se heurte à des difficultés résultant des erreurs d'échantillonnage et d'analyse. Néanmoins, diverses conclusions apparaissent.

En ce qui concerne *les roches éruptives*, le bore est rencontré non seulement dans les borosilicates (essentiellement : tourmaline et danburite pour les roches acides, axinite et datolite pour les roches basiques) mais aussi dans les minéraux communs (notamment plagioclases, pyroxènes et hornblendes) où sa présence est actuellement interprétée par des phénomènes d'admission structurale et d'absorption physique. Les teneurs de ces diverses espèces minérales varient largement, ce qui entraîne une hétérogénéité de la distribution à l'intérieur même d'une famille de roches. Dans l'ensemble, les roches acides sont sans doute légèrement plus riches que les roches basiques du fait que la tourmaline, minéral hydroxylé, ne peut être formé à très haute température.

En ce qui concerne *les roches sédimentaires*, le bore se trouve principalement dans la tourmaline pour les formations sableuses, l'illite pour les roches argileuses, et les borates calciques et magnésiens pour les dépôts salins. Sa concentration dans les argiles et particulièrement dans l'illite augmente avec la salinité du milieu de sédimentation. En effet, son accumulation dans l'eau de mer et les sédiments marins est importante.

En ce qui concerne *les roches métamorphiques*, le bore se concentre dans les espèces minérales borosilicatées et communes mentionnées précédemment mais à des niveaux plus ou moins différents de ceux des roches d'origine, selon la nature et le degré du métamorphisme.

Les teneurs en bore des roches peuvent donc être fort variables, ce qui permet de comprendre que pour les sols il en sera de même.

***

Sous l'influence des processus physico-chimiques et biologiques d'altération, une fraction minime du bore des minéraux apparaît dans les sols sous forme soluble à l'eau ou aux acides faibles, forme soluble dont la nature chimique reste à éclaircir. Dès lors, cette fraction du bore peut migrer dans le profil. Bien que cette concentration puisse varier pour des sols de même origine géologique, les horizons supérieurs sont généralement plus riches que les horizons inférieurs.

Il conviendrait de déterminer l'importance relative des facteurs influençant la teneur en bore soluble des sols : richesse en bore total du substratum géologique, nature des minéraux contenant le bore, valeur du pH, teneurs en matière organique et en argile, etc. Il s'avérerait donc nécessaire d'approfondir l'étude statistique de la présence du bore dans les formations minérales et même organiques, et l'étude de son évolution, ce qui pourrait être résolu plus facilement par une connaissance plus précise de la chimie de cet élément.

Reçu pour publication en avril 1966.

SUMMARY

BORON GEOCHEMISTRY

After recalling the physico-chemical properties of Boron and of its compounds, the study deals with the distribution and the movement of this element, starting from the consolidation and differentiation of the magmas up to the formation and evolution of the soils.

In the case of *igneous rocks*, Boron is not only found in the boro-silicates (mainly : Tourmaline and Danburite for acid rocks and Axinite and Datolite for basic rocks), but also in common minerals (in particular Plagioclases, Pyroxenes and Hornblendes) where its presence is now interpreted by phenomena of structural admission and physical absorption. The B-content in these different mineral species varies largely, which causes a heterogeneity in the distribution, even inside one family of rocks. On the whole, acid rocks are probably slightly richer than basic rocks, as Tourmaline, a hydroxylated mineral, cannot develop at a high temperature.

In the case of *sedimentary rocks* Boron is mainly found in Tourmaline for sandy formations, in Illite for argillaceous rocks and in calcium and magnesium borates for saline deposits. In clays, and especially in Illites, its concentration increases with the salinity of the sedimentation medium. Indeed, its accumulation in sea-water and sea-sediments is quite large.

In *metamorphic rocks*, Boron is concentrated in the mineral borosilicated and common species formerly mentioned, but at levels which differ more or less from those of the initial rocks, according to the nature and degree of metamorphism.

The Boron content in rocks can therefore be very different, which allows to expect that the same thing will appear in the case of soils.

Under the influence of physico-chemical and biological weathering processes, a minimal fraction of the Boron contained in the minerals appears in the soils, in a water soluble or in weak acids soluble state, the chemical nature of which has yet to be explained. From now on, this Boron fraction may migrate in the profile. Although this concentration may vary in soils of the same geological origin, the upper horizons are usually richer than the lower ones.

It would be appropriate to determin the relative importance of the factors which influence the soluble Boron content of the soils : amount of total Boron in the geological substratum, nature of the minerals which contain Boron, pH value, organic matter and clay content, etc. It would therefore be advisable to study statistically in a thorough way, the presence of Boron in mineral and even organic formations as well as its evolution, which might be carried out more easily by a more detailed knowledge of the chemistry of this element.

ZUSAMMENFASSUNG

GEOCHEMIE DES BOR

Nach kürzer Erwähnung der physikalisch-chemischen Eigenschaften des Boratoms und dessen Verbindungen, werden die Verteilung und die Bewegung dieses Elements seit der Verhärtung und Unterscheidung der Magmata bis zur Entstehung und Evolution der Böden untersucht.

Was die *Eruptivgesteinsarten* betrifft, wird das Bor nicht nur in den Borosilikaten (hauptsächlich Turmalin und Danburit im Falle der Sauren Gesteinsarten, Axinit und Datolith im Falle der basischen Gesteinsarten) gefunden, sondern auch im den gewöhnlichen Mineralen (besonders Plagioklase, Pyroxene und Hornblenden), wo sein Vorkommen sich gegenwärtig durch strukturelle Admissions- und physikalische Absorptionsvorgänge bemerken lasst. Die Gehalte dieser verschiedenen mineralischen Arten sind starken Schwankungen unterworfen, was eine Verteilungsheterogenität, sogar innerhalb einer Gesteinsfamilie, hervorruft. Im allgemeinen ist saures Gestein wahrscheinlich etwas reicher als basisches Gestein, da Turmalin, ein hydroxyliertes Mineral, nicht unter hohe Temperaturbedingungen entstehen kann.

Im Falle der *Sedimentgesteinsarten* wird Bor hauptsächlich in Turmalin für Sandformationen, in Illite für toniges Gestein und in Calcium und Magnesiumboraten für salzige Ablagerungen gefunden. In den Tonarten und besonders in Illite erhöht sich seine Konzentration mit der Salzigkeit des Sedimentationsmilieu. Tatsächlich ist seine Anhäufung grösser in Meerwasser und- Ablagerungen.

Was dem *Metamorphgestein* betrifft, konzentriert sich das Bor in den bereits erwähnten mineralischen borosilikatierten und gewöhnlichen Arten, aber auf eine mehr oder weniger verschiedene Hohe als die des Ausgangsgesteines, entsprechend Natur und Grad des Metamorphismus.

Die Borgehalte des Gesteines können also sehr verschieden sein, was auch auf ähnliche Verhältnisse in den Böden hinweist.

Unter dem Einfluss physikalisch-chemischer und biologischer Verwitterungsvorgänge kommt eine minimale Fraktion des im Gesteine enthaltenen Bors in den Böden, in einem wasser- und in schwachen Säuren löslichen Zustand vor, dessen Beschaffenheit noch weiterer Erklärung bedarf. Demnach kann diese Borfraktion im Profil wandern. Obwohl diese Konzentration in Böden selber geologischen Herkunft Schwankungen unterworfen sein kann, sind die obere Horizonten im allgemeinen reicher als die untere Horizonten.

Es wäre zweckmässig, die relative Bedentung der den Gehalt der Böden an löslichen Bor beeinflussenden Faktoren zu bestimmen : Reichlichkeit des geologischen Substratum an Gesamtbor, Natur der borhaltigen Mineralen, pH-wert, Gehalt an organischen Stoffen und an Ton, usw. Es erwiese sich also nötig, des statistische Studium des Vorkommens von Bor in den mineralischen und sogar organischen Formationen zu erweitern, sowie das Studium seiner Evolution, was durch eine bessere Kenntnis der Chemie dieses Elements erleichtert werden könnte.

Геохимия бора.

Библиографическое обозрение.

Ж. МОРИС. Кэмпер.

РЕЗЮМЕ

Автор напоминает, прежде всего, физико-химические свойства атома бора и его соединений, переходя затем к изучению распределения и передвижений этого элемента, начиная с отвердения и дифференциации магмы и до образования и эволюции почв.

В *вулканических породах* бор встречается не только в силликатах (главным образом турмалин и данбурит — среди кислых пород, аксинит и датолит — среди основных), но также и в обычных минералах (особенно в плагиоклазах, пироксенах и. т. д.), в которых его присутствие разсматривается теперь как следствие явлений восприятия структурой и физического поглощения. Содержание бора в разных видах минералов сильно изменчиво, что и приводит к гетерогенности распределения этого элемента даже внутри пород принадлежащих к одному и тому-же семейству.

Вобщем, кислые породы немного богаче бором чем породы основные, так как турмалин —, минерал гидроокисл, не образуется при высоких температурах.

Среди *осадочных пород* бор может быть найден, главным образом, в турмалине (песчаные образования), в иллите (глинистые пороцы), и в боратах кальция и магния (солончаковые осаждения). Концентрация его в глинах, и особенно в иллитах, увеличивается с усилением засоленности среды оседания. Это подтверждается крупными накоплениями бора в морской воде и ее осадках.

Что-же касается *метаморфических пород,* концентрации бора находятся в вышеуказанных уже борно-силликатных и обычных минералах, но в количествах более или менее отличающихся от его содержания в коренных породах, в зависимости от природы и степени метаморфизма.

Таким образом, если породы содержат разные количества бора, в почвах должно наблюдаться тоже-самое.

Под влиянием физико-химических и биологических процессов выветривания, минимальная фракция бора минералов переходит в почвы в растворимой в воде и в слабых кислотах форме, химическая природа которой, еще не выяснена. Эта фракция может значит передвигаться по профилю. Несмотря на то, что концентрация бора может быть разной в почвах одного и того-же геологического происхождения, верхние горизонты всегда более богаты этим элементом, чем горизонты нижние.

Необходимо было-бы установить относительную важность факторов влияющих на содержание растворимого бора в почвах : общие запасы бора в геологическом субстрате, природу бор-содержащих минералов, величину pH, содержание органического вещества, глины, и. т. д. Является значит необходимость углубления статистического изучения присутствия бора в минеральных образованиях и его эволюции, чего легко достичь уточнением наших познаний по химии этого элемента.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AGULHON H., 1910. *Recherches sur la présence et le rôle du bore chez les végétaux.* Thèse, Paris.

AHRENS L., FLEISCHER M., 1960. Trace element content of the standard granite (G_1) and standard diabase (W_1). *U. S. Geol. Survey bull.*, **1113**, 83-111.

BARBIER G., CHABANNES J., 1953. Contribution à l'étude du bore dans le sol et les plantes. *Ann. agron.*, **23**, 27-43.

BARSUKOV V., 1958. Some peculiarities of the boron isomorphismus in silicates. *Geokhimija*, **7**, 660-6.

BARSUKOV V., 1961. Some problems of boron geochemistry. *Geokhimija*, **7**, 561-72.

BERGER K., TRUOG E., 1939. Boron determination in soils and plants. *Ind. Eng. Chem.*, **11**, 540-5.

BERGER K., TRUOG E., 1945. Boron availability in relation to soil reaction and organic matter content. *Soil Sci. Soc. Amer., Proc.* **10**, 113-6.

BERGER K., 1949. Boron in soils and crops. *Adv. Agron.*, **1**, 321-51.

BERTRAND G., 1938. Recherches sur la présence et la répartition du bore dans les gisements de sels potassiques d'Alsace. *Ann. agron.*, **8**, 1-5.

BERTRAND G., 1941. Recherches sur la répartition du bore dans les espèces végétales. *Ann. agron.*, **11**, 1-6.

BIGGAR J., FIREMAN M., 1960. Boron adsorption and release by soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **24**, 115-9.

BILTZ W., MARCUS E., 1911. The distribution of boric acid salts in deposits of potassium salts. *Z. anorg. Chem.*, **72**, 302-12.

BISHOP R., COOK R., 1958. Laboratory and greenhouse studies on effect of lime and other amendments on water soluble boron in soils. *Canad. J. Soil Sci.*, **38**, 1-27.

BÜCHEL L., BERGMANN W., 1964. Der Einfluss verschiedener Umweltfaktoren auf den Borgehalt Thüringer Böden. *Albrecht Thaer. Archiv*, **8**, 635-48.

BUCHER R., 1957. Zusammenhänge zwischen Boden, Dünger und Pflanzenbor. *Landw. Forsch.*, **10**, 165-76.

CANDUSSIO R., 1959. Indagini sullo « stato borico » dei terreni ferrettizzati dell' Agro Gradiscano Cormonese. *Agrochim.*, **4**, 78-96.

CHARLOT G., 1963. *L'analyse qualitative et les réactions en solution.* 5e éd., 1 vol., Masson et Cie, éditeurs, Paris.

CHRIST C., 1960. Crystal chemistry and systematic classification of hydrated borate minerals. *Amer. Mineral.*, **45**, 334-40.

CLARKE C., SWAINE D., 1961. The contents of several trace elements in the standard rocks of G_1 and W_1. *Geochim. Cosmochim. Acta.*

DANA J., DANA E., 1951. *Dana's system of Mineralogy*, 1 vol., tome 2, Wiley and Sons, éditeurs, New York.

Dana's manual of Mineralogy, 1959, 1 vol., Wiley and Sons, éditeurs, New York.

DECAU J., 1965. Contribution à l'étude des conditions pédologiques et climatiques d'alimentation boratée de la luzerne dans des sols argilo-calcaires du Sud-Ouest de la France. *Science du sol*, **2**, 121-34.

DEER W., HOWIE R., ZUFFMAN J., 1962. *Rock forming minerals*, 1 vol., tome 1, Longmans, Green and Co, éditeurs, Londres.

DHAWAN C., DHAND A., 1950. The occurence and significance of trace elements in relation to soil deterioration. II. Boron. *Indian J. Agric. Sci.*, **20**, 479-85.

DOBRZANSKI B., 1962. The boron content of regraded podzolic soils subjected to action of continued the various agrotechnical methods. *Ann. Univ. M. Curie Sklodowska*, **17 E**, 1-6.

DUNAYEV V., 1959. On the abundance of boron in some rocks of the Ural mountains. *Geokhimija*, **3**, 273-7.

FLEISCHER M., STEVENS R., 1962. Summary of new data on rock samples G_1 and W_1. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **26**, 525-43.

FREDERICKSON A., REYNOLDS R., 1960. Geochemical method for determining paleosalinity. Clays and clay minerals. *Proc. 8th Natl. Conf.*, 203-13.

GERASIMOVSKII V., KHITROV V., 1961. On the geochemistry of boron in nepheline syenites of the Lovozero massif. *Geokhimija*, **6**, 535-7.

GETLING R., SAVINOVA E., 1958. Some data on the boron content of igneous rocks in the Turiinsk ore field, Ural mountains. *Geokhimija*, **4**, 374-9.

GOLDSCHMIDT V., PETERS Cl., 1932. *Nachr. Ges. Wiss. Göttingen, Math. Phys.*, **65**

GOLDSCHMIDT V., 1958. *Geochemistry*, 1 vol., Clarendon Press, éditeurs, Oxford.

GOVINDARAJU K., 1961. Emploi de l'excitation en atmosphère contrôlée CO_2 pour le dosage spectrographique des éléments-traces dans les silicates et carbonates naturels. *C. R. 9e Colloq. Int. Spectrosc.*, Lyon.

GREEN J.. 1959. Geochemical table of the elements for 1959. *Geol. Soc. Amer. Bull.*, **70**, 1127-84

HARDER H., 1959. Beitrag zur Geochemie des Bors II. Bor in Sedimenten. *Nachr. Akad. Wiss. Göttingen. Math. Phys.*, **6**, 123-83.

HARDER H., 1961. Beitrag zur Geochemie des Bors III. Bor in metamorphen Gesteinen und im geochemischen Kreislauf. *Nachr. Akad. Wiss. Göttingen. Math. Phys.*, **1**, 1.

HÉNIN S., FEODOROFF A., GRAS R., MONNIER G., 1960. *Le profil cultural. Principes de physique du sol.* 1 vol., S.E.I.A., éditeurs, Paris.

HINGSTON F., 1964. Reactions between boron and clays. *Austral. J. Soil Res.*, **2**, 83-95.

HIRAÏ K., 1948. The boron contents of soils, plants and fertilizer materials. *J. Faculty Agr. Kyushu Univ.*, **9**, 83-91.

JUNG J., 1963. *Précis de Pétrographie*, 1 vol., Masson et Cie, éditeurs, Paris.

JUNGERMAN K., 1960. Beiträge zur Mikronährstoffrage. *Landw. Forsch.*, **13**, 153-67.

KAKIE T., 1961. A study on boron available in arable soils. *Soil and plant food*, **6**, **3**, 114-9.

KATALYMOV M., 1951. Causes of decreased availability of boron after liming of soil. *Doklady Akad. Nauk. S.S.S.R.*, **76**, 863-6.

KOZANOVIC V., HALASI R., 1962. Boron in soils of Vojvodine. *Letop. nauch. Radova*, **6**, 167-76.

LACROIX A., 1893. *Minéralogie de la France et de ses territoires d'Outre-mer.* 1 vol., tome 1, Blanchard, éditeur, Paris.

LANDERGREN S., 1945. *Arkiv. Kem. Min. Geol.*, **19 A**, 26.

LEHR J., 1940. *De betekenis van borium voor de plant.* Thèse, Utrecht.

LISITSYN A., KHITROV V., 1962. Boron distribution in minerals of some igneous rocks of the middle Ural according to results of the microspectral analysis. *Geokhimija*, **3**, 259-68.

LYAKHOVICH V., 1965. Peculiarities of tin and boron content in granitoïds. *Geokhimija*, **1**, 25-31.

MALQUORI A., 1952. Assimilable boron and the soil. *Ann. Facolta agr. univ. Perugia*, **8**, 59-63.

MASON B., 1965. *Principles of geochemistry*, 1 vol., Wiley and Sons, éditeurs, New York.

MATHUR C., MOGHE V., TALATI N., 1964. Distribution of boron in soils of Western Rajasthan irrigated with high boron waters. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, **12**, 4, 319-24.

MAURICE J., TROCMÉ S., 1965. Observations sur le bore dans le sol et dans les plantes. II. Influence de l'apport d'amendements calcaires sur le bore préexistant ou ajouté dans le sol. *Ann. agron.*, 579-93.

MAZÉ P., 1915. Détermination des éléments minéraux rares nécessaires au développement du maïs. *C. R. Acad. Sci.*, **160**, 211-4.

OLSON R., BERGER K., 1946. Boron fixation as influenced by pH, organic matter content and other factors. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **11**, 216-20.

PARKS W., WHITE J., 1952. Boron retention by clay and humus systems saturated with various cations. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **16**, 298-300.

PASCAL P., 1961. *Nouveau Traité de chimie minérale*, 1 vol., tome 6, Masson et Cie, éditeurs, Paris.

PAULING L., 1949. *La nature de la liaison chimique et la structure des molécules et des cristaux.* Traduction de M. DESMAROUX, 1 vol., Presses universitaires de France, éditeurs, Paris.

PAULING L., 1963. *Chimie Générale.* Traduction de R. Pâris, 1 vol., Dunod, éditeur, Paris.

PEDRO G., 1964. Contribution à l'étude expérimentale de l'altération géochimique des roches cristallines. *Ann. agron.* **2, 3, 4.** 345 p.

PEYVE Y., 1960. Boron and Molybdenum in Latvian soils. *Soviet Soil Sc.i*, **9**, 941-7.

PHILIPSON T., 1953. Boron in plant and soil. *Acta agric. Scandin.*, **3**, 121-242.

POTTER P. et *al.*, 1963. Trace elements in marine and fresh-water argillaceous sediments. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **27**, 669-94.

RANKAMA K., SAHAMA T., 1950. *Geochemistry*, 1 vol., Univers. Chicago press, éditeur, Chicago.

REYNOLDS R., 1963. Potassium-rubidium ratios and polymorphism in illites and microclines from the clay size fractions of proterozoic carbonate rocks. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, **27**, 1077.

REYNOLDS R., 1965 *a*. The concentration of boron in precambrian seas. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **29**, 1-6.

REYNOLDS R., 1965 b. Geochemical behaviour of boron during the metamorphism of carbonate rocks. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **29**, 1101-14.

SCHALLER F., 1948. Boron content and requirements of west Virgina soils. *Soil sci.*, **66**, 335-46.

SCHARRER K. KÜHN H., LÜTTMER J., 1956. Untersuchungen über die Bindung des Bors durch anorganische Bodenbestandteile. *Z. Pflanzenernhär*, **73**, 40-8.

SHAW D., 1964. *Interprétation géochimique des éléments en traces dans les roches cristallines.* Masson et Cie éditeurs, Paris.

SPEARS D., 1965. Boron in some british carboniferous sedimentary rocks. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **29**, 315-28.

STAVROV O., KHITROV V., 1960. Boron in rocks and pegmatites of the eastern sayan mountain rang. *Geokhimija*, **5**, 405-13.

STUBICAN V., ROY R., 1962. Boron substitution in synthetic micas and clays. *Amer. Mineral.*, **47**, 1166-73.

TAYLOR S., 1964. Abundance of chemical elements in the continental crust : a new table. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **28**, 1273-85.

THELLIER M., 1963. *Contribution à l'étude de la nutrition en bore des végétaux.* Thèse, Paris.

TOURTELOT H., 1964. Minor element composition and organic carbon content of marine and nonmarine shales of late cretaceous age in the western interior of United States. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **28**, 1579-1604.

TROCMÉ S., 1953. *Les éléments autres que l'azote, le phosphore et le potassium dans la fumure.* Presses Documentaires, Paris, éditeurs, fascicule n° 2977-3-3-53.

VARLAKOV A., 1961. On the geochemistry of boron in metamorphic processes in connection with diabases on the Bakal. *Geokhimija*, **6**, 521-5.

VARLAKOV A., ZHUZHGOVA M., 1964. Geochemistry of boron in hyperbasites of the Orenburg district. *Geokhimija*, **8**, 795-801.

VELDE B., 1962. Natural illite polytypism. *Geol. Soc. Am. Ann. Meet.*, **156 A.**

VELDE B., HOWER J., 1963. Petrological significance of illite polymorphism in Paleozoic sedimentary rocks. *Amer. Mineral.*, **48**, 1239.

VINOGRADOV A., 1962. Average content of chemical elements in the chief types of igneous rocks of the crust of the earth. *Geokhimija*, **7**, 555-71.

WALKER C., 1962. Separation techniques in sedimentary geochemistry illustrated by studies of boron. *Nature*, London, **194**, 1073-4.

WALKER C., 1963. Size fractionation applied to geochemical studies of boron in sedimentary rocks. *J. Sed. Petrol.*, **33**, 694.

WALKER C., 1964. Paleosalinity in upper visean Yoredale formation of England. Geochemical method for locating porosity. *Bull. Amer. Ass. Petrol. Geol.*, **48**, 207.

WALKER C., PRICE N., 1963. Departure curves for computing paleosalinity from boron in illites and shales. *Bull. Amer. Ass. Petrol. Geol.*, **47**, 833-41.

WEAR J., PATTERSON R., 1962. Effect of soil pH and texture on the availability of water-soluble boron in the soil. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **26**, 344-6.

WEBER J., 1964. Trace element composition of dolostones and dolomites and its bearing on the dolomite problem. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **28**, 1817-68.

WEBER J., MIDDLETON G., 1961. Geochemistry of the turbidites of the Normanskill and Cherny formations. I. Effect of turbidity currents on the chemical differentiation of turbidites. *Geochim. Cosmochim. Acta*, **22**, 200-43.

WINSOR H., 1952. Variations in soil boron with cultivation and season. *Soil Sci.*, **74**, 359-64.

YEGOROV A., 1961. Data on boron content in some metamorphic rocks and their granitized varieties in the area of the iron deposit Taezhnoye in south Yakutia. *Geokhimija*, **9**, 775-83.

Ann. agron., 1966, **17** (4), 403-471.

CONTRIBUTION A L'ÉTUDE DES INTERACTIONS ENTRE PHOSPHATES NATURELS ET MICROFLORE DU SOL (1)

PREMIÈRE ET DEUXIÈME PARTIES (2)

Andrée TARDIEUX-ROCHE

Laboratoire de Microbiologie du Sol, Institut Pasteur, 25, rue du Dr Roux, 75 - Paris, 15e

SOMMAIRE

INTRODUCTION

HISTORIQUE

PREMIÈRE PARTIE. — ACTION DES PHOSPHATES NATURELS SUR LA MICROPOPULATION DU SOL

CHAPITRE I. — CHOIX DU MATÉRIEL ET DES TECHNIQUES

I — Matériel : échantillons de sol et de phosphate
II — Technique de respirométrie
III — Techniques de bactériologie

CHAPITRE II. — MICROFLORE TOTALE ET ACTIVITÉ GLOBALE

A — Activités respiratoires
B — Microflore totale
C — Conclusions

CHAPITRE III. — GROUPEMENTS FONCTIONNELS

A — Bactéries du cycle de l'azote
B — Bactéries du cycle du carbone
C — Conclusions

DEUXIÈME PARTIE. — INTERVENTION DE LA MICROFLORE DANS LES PROCESSUS DE DISSOLUTION DES PHOSPHATES NATURELS. ÉCOLOGIE ET SYSTÉMATIQUE.

CHAPITRE IV. — TECHNIQUES D'ÉTUDE

A — Techniques d'étude macroscopique
B — Technique d'étude microscopique

(1) Thèse de Doctorat ès-sciences naturelles soutenue le 16 juin 1966 à la Faculté des Sciences de l'Université de Paris.

(2) La troisième partie sera publiée dans le nº 5, 1966, des Annales agronomiques.

CHAPITRE V. — MISE EN ÉVIDENCE DE LA DISSOLUTION BIOLOGIQUE DES PHOSPHATES

A — Mise en évidence macroscopique
B — Mise en évidence microscopique
C — Discussion

CHAPITRE VI. — INFLUENCE DE QUELQUES FACTEURS ÉCOLOGIQUES SUR LA DISTRIBUTION DES BACTÉRIES DISSOLVANT LES PHOSPHATES

A — Importance numérique des populations bactériennes prenant part à la dissolution des phosphates
B — Influence du pH
C — Influence des caractères granulométriques
D — Influence de la teneur en matière organique
E — Influence du taux de phosphate assimilable
F — Influence de la nature du couvert végétal
— Conclusions

CHAPITRE VII. — DÉTERMINATION SYSTÉMATIQUE DES BACTÉRIES DISSOLVANT LES PHOSPHATES

A — Bactéries à Gram négatif
B — Bactéries à Gram positif
C — Discussion

TROISIÈME PARTIE. — TRANSFORMATIONS DES PHOSPHATES NATURELS SOUS L'ACTION DE BACTÉRIES EN CULTURE PURE

CHAPITRE VIII. — TECHNIQUES D'ANALYSE

A — Dosages de phosphore
B — Techniques cytochimiques
C — Techniques d'extraction en vue des caractérisations qualitatives
D — Techniques de caractérisation des polyphosphates
E — Techniques de fractionnement des constituants cellulaires phosphorés

CHAPITRE IX. — PARTAGE DU PHOSPHORE APRÈS ACTION SUR L'APATITE DE CULTURES PURES BACTÉRIENNES

A — Conditions expérimentales
B — Résultats
C — Discussion et conclusions

CHAPITRE X. — RECHERCHE DES FORMES D'IMMOBILISATION DU PHOSPHORE PAR LES BACTÉRIES DISSOLVANT LES PHOSPHATES NATURELS

A — Mise en évidence et localisation de phosphates condensés dans les cellules bactériennes
B — Extraction et caractérisation des phosphates condensés intracellulaires
C — Fractionnement et étude quantitative du phosphore intracellulaire
D — Discussion

CHAPITRE XI. — CIRCONSTANCES DE L'APPARITION DES PHOSPHATES CONDENSÉS AU COURS DE LA CROISSANCE

A — Observations
B — Discussion

DISCUSSION GÉNÉRALE

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS

INTRODUCTION

Parmi les éléments nécessaires à la vie, le phosphore occupe une place de premier plan. Son rôle dans la nutrition des cellules, dans les transferts d'énergie et dans l'édification du matériel génétique, a fait l'objet d'une somme immense de travaux originaux. Enfin, son importance en agronomie n'est plus à souligner depuis le jour où la fertilisation a été mesurée en unités d'azote, de phosphore et de potassium.

Les plantes puisent cet élément essentiel dans les réserves du sol. Celles-ci leur suffiraient le plus souvent si la totalité du phosphore présent était convertible en ions phosphoriques assimilables. C'est dire que la nécessité de fertilisants phosphorés reflète la propriété commune à tous les sols de retenir ou de fixer le phosphore par des liaisons stables. Ce pouvoir de rétention des sols obéit à des causes diverses et complexes, et a suscité de nombreuses recherches sur la dynamique du phosphore. La chimie et l'agronomie ont fourni, dans ce domaine, la plupart des notions acquises.

Du point de vue chimique, l'on connaît les principaux états du phosphore dans le sol, les relations entre ces divers états et leurs transformations réciproques. Les travaux de BARBIER et *al.* (1955-1956), en particulier, par la méthode des isotopes radio-actifs, apportent à ce sujet d'intéressantes contributions.

Les concentrations de phosphore dissous dans l'eau du sol sont toujours faibles. Selon ASLYNG (1954), dans des sols de fertilité moyenne, elles sont inférieures à une partie par million. Cela représente des quantités d'acide phosphorique infimes, au regard de celles qui se trouvent sous forme d'anions adsorbés sur les colloïdes du sol, argiles, hydroxydes de fer et d'aluminium, carbonate de calcium finement divisé. Ces ions adsorbés sont partiellement échangeables, et contribuent de façon continue à réalimenter la solution du sol, appauvrie par l'absorption des végétaux et des micro-organismes.

Les variations de la température, des teneurs en eau et en gaz carbonique, provoquent des alternances de dissolution et de précipitation des sels d'acide phosphorique à la surface des particules du sol. L'équilibre est fonction du pH du sol, de la nature des cations échangeables, et de la richesse en substances organiques capables de chélation. De même, les phosphates solubles introduits dans le sol à titre de fertilisants se partagent entre la solution du sol et sa phase solide où ils se trouvent à l'état adsorbé ou précipité. En sols neutres ou alcalins, le partage dépend surtout de la proportion d'ions calcium ; en sols acides, le fer et l'aluminium sont considérés comme les principaux agents responsables de la rétention. Selon SWENSON, COLE et SIELING (1949), deux hydroxyles et un ion phosphate s'unissent à chaque ion métallique pour former des phosphates basiques insolubles de fer et d'aluminium. Cette

réaction résulte de la concentration en ions phosphoriques au voisinage des particules d'engrais phosphatés solubles. Les précipités ont la propriété de retenir par adsorption une quantité supplémentaire d'anions phosphoriques facilement extractibles par les sels neutres. Cette action des sels neutres est connue depuis longtemps sous le nom d'effet GAARDER (1930). Elle n'affecte pas les ions phosphoriques en combinaison chimique avec le fer et l'aluminium.

Une fraction importante du phosphore inorganique des sols n'est pas échangeable contre des anions de la solution. Plus exactement, les taux et les vitesses d'échange sont si faibles que l'on peut négliger sa participation aux équilibres. On désigne souvent cette fraction sous le terme de phosphore « rétrogradé ». Elle est constituée principalement de phosphates de fer, d'aluminium et de calcium, cristallisés.

Les résidus des plantes, de la faune et des micro-organismes restituent au sol une part importante de phosphore sous forme organique. Cette fraction est soumise à l'action de la micropopulation, qui, suivant les conditions écologiques et la nature des composés phosphorés, la minéralise directement, ou l'inclut dans les composés humiques.

Du point de vue agronomique, la teneur en phosphore assimilable importe seule. Les plantes ne peuvent absorber que des ions phosphoriques diffusibles. Il faut donc pouvoir estimer de façon correcte les quantités de phosphore capables de passer en solution. Depuis les travaux de SAUSSURE (1804) et surtout de LIEBIG (1846), les besoins en phosphore des végétaux ont pu être précisés. LAGATU et MAUME, de 1924 à 1930, ont mis au point et développé la pratique du diagnostic foliaire qui se prête particulièrement à cette évaluation. Les symptômes de carence sont maintenant bien connus et les plantes constituent certainement les meilleurs indices de la pauvreté des sols en phosphore disponible. Il existe des tests rapides pour le dosage du phosphore tissulaire dans les parties aériennes. Les micro-organismes ont été utilisés quelquefois et, en particulier, les *Azotobacter*, dans les techniques de WINOGRADSKY. Mais l'habitude a rapidement prévalu d'employer des méthodes chimiques pour obtenir une approximation des valeurs de phosphore assimilable. Les plus courantes mesurent les taux de phosphore que l'on peut extraire d'un échantillon de sol, par agitation, soit dans de l'eau saturée ou non en gaz carbonique, soit dans des solutions plus ou moins concentrées d'acides organiques, d'acides minéraux, d'alcalis ou dans diverses solutions tampon. Plus récemment, l'emploi de résines échangeuses d'ions et de l'électrodialyse a donné de bons résultats. Mais les méthodes les plus sûres utilisent le principe de la dilution isotopique de phosphates marqués introduits dans le système sol-eau.

La déficience des sols en phosphore assimilable peut être corrigée par l'apport d'engrais. On a d'abord enfoui, dans ce but, des os souvent broyés au préalable. Les premiers brevets préconisant le traitement des os par des acides datent de la première moitié du XIXe siècle. MURRAY, en 1842, propose d'appliquer le même traitement à des apatites. Trente-cinq ans plus tard seulement, les scories résiduelles de l'industrie du fer étaient à leur tour employées comme fertilisants. Depuis, la gamme des engrais phosphorés s'est encore élargie mais pour des raisons économiques, les phosphates naturels peu solubles ont conservé un vaste domaine d'application. Leur utilisation a posé des problèmes aussi bien pratiques que théoriques. Dans la mesure où les premiers ont pu être résolus par des procédés empiriques, la réponse

aux seconds est souvent restée incomplète. En d'autres termes, les conditions d'efficacité sont mieux connues que les modes d'action. Ceux-ci, en effet, ne peuvent être entièrement expliqués, si l'on néglige les processus microbiologiques. Sur ce point, les données dont nous disposons sont encore fragmentaires et les relations entre la population du sol et les engrais phosphatés font l'objet de plus d'hypothèses que de faits établis.

Nous nous sommes proposée de préciser ces relations en étudiant au laboratoire l'évolution de la micropopulation du sol après apport de phosphates naturels, la transformation subie en retour par ces phosphates, et, en recherchant comment l'une et l'autre pouvaient expliquer l'accroissement de fertilité. L'évolution du phosphore en combinaison organique ne sera pas envisagée.

HISTORIQUE

Le système de minéralogie de DANA homologue 187 noms de minerais de phosphate, mais la majorité d'entre eux ne sont que des curiosités géologiques. En fait, presque tous les minerais utilisés en agronomie appartiennent au groupe des apatites. Ce sont surtout des apatites fluorées répondant à la formule générale $[Ca_5(PO_4)_3F]_2$. Ces minerais contiennent, en outre, une proportion variable suivant la provenance, de calcaire et des impuretés diverses telles que les anions Cl^-, SO_4^{--}, et les cations Mg^{++}, K^+ et Na^+. Ils se présentent sous une forme cristalline, et leur solubilité dans l'eau est très faible.

Quelles sont les conditions d'efficacité ?

La réponse des cultures à l'application de phosphates naturels est extrêmement variable suivant les conditions du milieu, la qualité des minerais, et la nature des plantes. En climat aride, l'apport de phosphates naturels en sols déficients en phosphore est pratiquement inopérante. Dans les régions tempérées, il est d'observation courante que la fertilisation par phosphates naturels donne ses meilleurs résultats en sols acides (SCHWARTZ, VARNER et MARTIN, 1954 ; OGG, 1949 ; THOMPSON, 1952). L'addition concomitante de matière organique, fumier ou engrais verts, améliore encore ces résultats (LUPTON, 1893 ; TRUOG, 1912 ; TOTTINGHAM, 1928 ; MIDGLEY et DUNKLEE, 1945 ; BRADLEY et SIELING, 1953). Cependant, en terres peu acides ou neutres, mais pauvres en ions phosphoriques diffusibles, les plantes peuvent bénéficier largement d'un apport de phosphates naturels calciques (MEYER, 1949 ; BARBIER et TENDILLE, 1956).

L'origine des minerais et leur présentation commande dans une large mesure leur efficacité. La qualité des fluoro-apatites dépend de leurs teneurs respectives en fluor et carbonate de calcium : les moins fluorées et les plus carbonatées assurent en moyenne une meilleure fertilisation. D'autre part, une granulométrie fine présente certains avantages : la fragmentation des cristaux expose une plus grande surface à l'action des agents de dissolution (ROSANOV, 1934 ; MEYER, 1949 ; CARBONA et CUZIN, 1956 ; SPERBER, 1957). Elle permet aussi une répartition plus homogène. En fait, la dispersion favorise en même temps l'action des agents de dissolution et celle des facteurs de fixation. L'incidence de ces derniers, lors de l'apport de phosphates solubles, est souvent limitée par une application localisée en bandes ou en profondeur, dans les zones d'enracinement maximum (STANFORD et NELSON, 1949). Dans le même but, on agglomère parfois le produit en granules. Cette pratique ne semble pas avoir été adaptée à l'usage des phosphates peu solubles. L'intérêt théorique de la dispersion n'est pourtant pas évident : comparés aux facteurs physiques et chimiques de la fixation, les agents biologiques de la dissolution sont beau-

coup plus susceptibles de localiser leurs effets, et sont, en outre, toujours plus actifs dans la zone d'influence des racines.

Lorsque les conditions d'efficacité ne sont pas réalisées, il reste une solution qui est très largement employée. Elle consiste à transformer les apatites par addition d'acide sulfurique. On obtient alors un mélange de phosphate monocalcique et de sulfate, dénommé « Superphosphate », évidemment beaucoup plus mobile que le produit initial. Dans ce traitement, l'acide sulfurique peut être partiellement ou totalement remplacé par de l'acide phosphorique ; on obtient ainsi les produits désignés comme superphosphates enrichis, ou double ou triple superphosphate.

D'autres produits, résultant du remplacement de l'acide sulfurique par l'acide nitrique, combinent les fertilisations azotée et phosphorée. Les fluoro-apatites peuvent également subir différents traitements à chaud, dans le but d'augmenter leur teneur en phosphore assimilable.

Toutes ces façons de procéder ont néanmoins de sérieuses répercussions économiques ; aussi préfère-t-on laisser se développer les processus naturels chaque fois qu'ils conduisent à une assimilation satisfaisante des phosphates bruts, auxquels on se borne à donner une granulométrie fine.

La connaissance exacte de ces processus naturels a fait peu de progrès depuis les travaux de STOKLASA, au début de ce siècle. Cet auteur est le premier qui ait attiré l'attention sur le rôle des micro-organismes dans les transformations des composés phosphorés ajoutés au sol. Jusque-là, l'activité dissolvante exercée directement par les racines des plantes était seule mise en cause. Une expérience classique la démontrait : si l'on alimente une plante, cultivée sur sable, par une solution nutritive sans phosphore, mais percolant à travers du sable additionné de phosphate apatitique, la plante se carence ; elle vit, au contraire, normalement si l'apatite est mélangée au sable du pot de culture. Dans une telle expérience, la microflore du sable peut être négligée. Il en est autrement dans les sols de culture où les populations microbiennes peuvent compter des dizaines ou des centaines de millions d'individus par gramme de sol.

Les meilleures preuves de leur participation à ce processus ont été données par GERRETSEN (1949). Cet auteur reproche à ses prédécesseurs de ne pas s'être référé à des cultures de contrôle en terre privée de microorganismes. Ce reproche n'est d'ailleurs pas entièrement justifié, mais les conditions expérimentales de GERRETSEN étaient certainement les plus rigoureuses : des pots de MITSCHERLICH sont remplis de sable additionné d'éléments nutritifs solubles. Seul le phosphore est apporté sous forme insoluble par des phosphates di- ou tricalciques ou des minerais d'Afrique du Nord. Tous les pots sont stérilisés à l'autoclave au moins six heures à 120°C. Une partie d'entre eux est ensuite réinfectée par 1 p. 100 de sol fertile. Diverses plantes : *Avena*, *Sinapis*, *Helianthus*, sont semées après désinfection des graines. On compare le poids sec de récolte et les teneurs en phosphore. Dans tous les cas, on constate une meilleure croissance et une plus forte assimilation du phosphore dans les pots réinfectés. L'interprétation commune de ces faits est qu'à l'action dissolvante des racines sur les phosphates s'ajoute une action semblable des microorganismes. De nombreux chercheurs se sont attachés à la vérifier. Notons, avant d'examiner leurs conclusions, que très peu d'intérêt au contraire, a été porté à l'influence du phosphore ajouté sur la micropopulation elle-même. De toute évidence, pourtant, l'activité de celle-ci commande dans une large mesure la nutrition des

plantes, à moins que l'on n'ajoute au sol, comme GERRETSEN, tous les éléments nécessaires sous forme assimilable.

D'une façon schématique, les relations entre plantes et micro-organismes sont caractérisées par un balancement entre des interactions de nature associative et des interactions de nature compétitive. Dans un milieu convenablement équilibré, les premières sont dominantes ; la carence en un élément essentiel les estompe en même temps qu'elle accentue les effets de compétition. Ainsi, dans des sols pauvres en phosphore assimilable, il y a d'abord compétition pour cet élément entre les plantes et les micro-organismes ; une stimulation de ces derniers entraîne une immobilisation temporaire du phosphore disponible, semblable à celle qui se produit pour l'azote dans des éventualités bien connues. Cette « faim » en phosphore résulte en particulier de l'apport de matériaux riches en énergie, mais pauvres en phosphore. D'autre part, lorsque les micro-organismes sont limités dans leur croissance par la fourniture en phosphore, la plante ne souffre pas seulement de la privation en cet élément mais aussi de la moindre activité de la micropopulation. Et l'ampleur de l'action fertilisante constatée après apport de phosphates naturels doit être imputée, dans une large mesure, à l'activation de la microflore. Cependant, le bilan des différentes activités microbiennes dans des sols carencés en phosphore n'a jamais été établi de façon systématique avant et après addition de phosphates. On s'est souvent contenté de réaliser des tests d'activité globale, d'apprécier, soit l'enrichissement en matière organique, comme GORING, en 1955, soit le dégagement de gaz carbonique.

On connaît toutefois les besoins en phosphore de certaines espèces étroitement liées à la vie du sol. WINOGRADSKY, depuis longtemps, a montré par l'épreuve classique de la terre moulée, comment l'addition de phosphate pouvait accélérer la multiplication des *Azotobacter*. FRAPS et STERGES (1939) ont signalé l'accroissement de l'activité nitrifiante dans les sols après amendement phosphaté. Cet effet est d'autant plus net que le composé incorporé est plus soluble. SING CHEN CHANG, en 1940, a montré que la décomposition de la cellulose et des hémicelluloses était accélérée par addition de phosphate et KAILA, en 1949, a évalué les quantités de phosphore requises par des populations mixtes de cellulolytiques : elles sont de l'ordre de 0,35 à 0,45 p. 100 de la quantité de cellulose dégradée. Beaucoup d'autres groupes microbiens impliqués dans les transformations de l'azote, du carbone et de divers éléments minéraux n'ont pas encore été explorés de ces mêmes points de vue. Leurs besoins en phosphore dans le milieu naturel et leur réaction à l'apport de phosphates de solubilité différente restent à préciser.

L'effet des phosphates naturels sur la nutrition phosphorée des plantes a seul été étudié. L'absorption de ces phosphates, démontrée dès les premières recherches, implique leur dissolution préalable. Les expériences classiques dues à LIEBIG (1858) et à SACHS (1865) de gravure du marbre par les excrétions acides des racines semblaient suffire à l'expliquer. L'acide carbonique respiratoire était considéré par ces auteurs comme l'agent de dissolution le plus actif, mais MAZE (1911), HAAS (1916) attribuent un rôle plus important aux acides organiques excrétés par les racines. FRED et HAAS (1919) signalent aussi une corrélation positive entre le degré d'attaque du marbre et la richesse de la microflore portée par les racines.

Cette observation étayait la thèse soutenue à la suite de STOKLASA (1900), par STALSTRÖM (1904), KOCH et KRÖBER (1906), SACKETT, PATTEN et BROWN (1908), de GRAZIA et CERZA (1908) et PEROTTI (1909), selon laquelle les micro-organismes

du sol participent à la libération d'ions phosphoriques assimilables à partir de substrats insolubles.

Stoklasa (1900) avait d'abord étudié la décomposition de la poudre d'os par des bactéries protéolytiques, en culture pure, sur milieu liquide et en terre. Pour lui, la libération d'acide phosphorique était liée à l'action d'enzymes protéolytiques sur les constituants azotés de l'os. Il admet, aussi, qu'en milieu enrichi en glucides fermentescibles, le gaz carbonique produit accélère la dissolution du phosphate tricalcique.

Stalström (1904) adopte ces conclusions et insiste particulièrement sur l'efficacité des ferments lactiques et butyriques dans la dissolution des phosphates.

Koch et Kröber (1906) reprennent ces expériences dans des conditions très voisines, mais en ajoutant du carbonate de calcium au milieu liquide d'une série témoin ; dans celle-ci le phosphore d'os, de scories Thomas, ou de phosphates tricalciques de synthèse, ne passe pas en solution. Il n'y aurait donc pas intervention d'enzymes mais seulement dissolution par les acides organiques et le gaz carbonique provenant de la fermentation. Pour eux, l'action des micro-organismes est tout à fait superposable à celle des racines des plantes.

Sackett, Patten et Brown (1908) sont d'un avis opposé. S'ils confirment l'aptitude des bactéries lactiques et des levures acétiques à dissoudre le phosphate tricalcique, ils observent des quantités plus discrètes mais significatives de phosphate soluble dans des milieux liquides inoculés par des cultures pures, sans formation d'acides. Pour la première fois, ces expériences étaient effectuées non seulement avec de la poudre d'os, mais aussi avec du phosphate naturel d'Amérique du Nord. Pour la première fois aussi, les épreuves en milieu liquide étaient doublées par des épreuves sur plaques de milieu nutritif gélosé et glucosé à 2 p. 100. En incorporant soit du carbonate de calcium, soit divers phosphates, on peut comparer production d'acides et capacité de dissolution. Dans ces conditions, les colonies de nombreuses bactéries du sol s'entouraient d'un halo de dissolution du carbonate de calcium, ou des phosphates di- ou tricalciques, mais aucune ne paraissait dissoudre, ni la poudre d'os, ni les phosphates naturels.

De Grazia et Cerza (1908-1909) accordent aussi une grande importance à la production d'acides mais ils ne doutent pas de l'intervention d'autres mécanismes. En milieu liquide, ils observent l'assimilation d'une partie du phosphate tricalcique présent par diverses espèces d'*Aspergillus* et de *Penicillium* ; la décomposition ultérieure du mycélium pourrait libérer le phosphore sous une forme valable.

Perotti (1909) publie au même moment les résultats de recherches poursuivies pendant plusieurs années. Il considère la dissolution des phosphates dans les cultures bactériennes comme le résultat « d'une conjonction d'activités, de nature différente, qui se complètent mutuellement ». C'est pourquoi le pouvoir dissolvant d'une même espèce d'organismes varie beaucoup en fonction de la composition du milieu nutritif. La nature et la quantité de substances glucidiques interviennent en premier lieu. Selon Perotti, il n'y a pas de types de bactéries spécifiques de cette action et une partie du phosphore dissous sert à constituer des corps organiques phosphorés.

Les problèmes d'ordre microbiologique soulevés par l'usage des phosphates naturels étaient donc bien circonscrits dès le début de ce siècle, une brève revue des travaux de cette époque suffit à le montrer. Les mêmes controverses se sont prolongées jusque dans les recherches les plus modernes. Pour les uns, le gaz carbonique est

l'agent principal de la dissolution biologique ; pour d'autres, l'action la plus importante est celle des acides minéraux résultant de l'oxydation autotrophe de composés spécifiques, ou des acides organiques produits par les fermentations.

Pour certains, l'influence des produits du métabolisme sur la réaction du milieu explique entièrement l'augmentation de l'activité des ions phosphoriques. Pour les autres, au contraire, l'acidification ne peut rendre compte à elle seule des quantités de phosphore qui passent en solution. Divers mécanismes sont invoqués par ces derniers : formation de complexes par chélation, réaction d'échanges d'ions entre les métabolites microbiens et les particules colloïdales, assimilation et formation de composés organiques phosphorés plus ou moins mobiles.

Mais malgré l'apparition de techniques modernes, chromatographie, emploi de radio-isotopes, aucun argument péremptoire n'a pu établir formellement l'intervention ou la prédominance de ces mécanismes dans les conditions du sol. La plupart des observations ont été effectuées sur des modèles expérimentaux comportant des conditions très simplifiées et les essais de vérification en champ des hypothèses formulées sont encore trop fragmentaires pour être convaincants.

L'importance du gaz carbonique a été soulignée de tout temps. Les observations de KRÖBER en 1909, de STOKLASA en 1911 et des divers auteurs précédemment cités, ont trouvé une confirmation expérimentale dans les travaux de MEYER en 1949.

Cet auteur fait traverser, pendant 48 heures, des échantillons de différents sols humides, soit par un courant d'air, soit par un courant de gaz carbonique. Il trouve, dans ce dernier cas, deux à trois fois plus de phosphore dissous dans la phase liquide. Dans d'autres expériences, la source de gaz carbonique est fournie par un sol, enrichi par un apport de paille et incubé dans une enceinte fermée. Au-dessus de la couche de sol, on dispose du sable humide auquel sont incorporées diverses variétés de phosphates naturels. Le gaz carbonique, produit par l'activité des micro-organismes du sol, doit donc traverser la couche de sable et de phosphate avant d'être recueilli sur de la baryte. Dans un récipient témoin, incubé dans une autre enceinte, ne se trouve que le mélange de sable et de phosphate. Après plusieurs semaines d'incubation, on dose le phosphore extractible au lactate dans chacun des mélanges sable-phosphate et l'on dose également le gaz carbonique produit par la fermentation.

Les résultats reflètent d'abord les différences de comportement des phosphates naturels suivant leur provenance. Le contenu de certains minerais en phosphore extractible au lactate est notablement augmenté par l'action du gaz carbonique d'origine biologique. Dans d'autres variétés, au contraire, il conserve sensiblement la même valeur.

L'avantage du dispositif de MEYER est de permettre la dissolution du phosphate tricalcique par le gaz carbonique à distance des micro-organismes qui l'ont produit. On élimine ainsi l'assimilation par la microflore d'ions phosphoriques dissous. En effet, la fixation biologique peut masquer entièrement la dissolution. MEYER avait observé ce phénomène lui-même et bien d'autres, avant lui, avaient été conduits par des constatations analogues à mésestimer le rôle des micro-organismes (SEWERIN, 1910-1912).

L'acide carbonique, seul, dissout d'appréciables quantités de phosphates naturels. Selon NEUBERG, GRAUER, KREIDL et LOWY, (1957), son action peut être fortement accrue en présence d'acides aminés, par formation d'acides carbamiques dont les sels de calcium sont solubles, mais faiblement dissociés. Cette « réaction carba-

mique » aurait une grande importance surtout dans les fonds marins, en raison de conditions de température et de pression favorables, mais interviendrait également dans la plupart des sols, où la présence d'acides aminés libres a été maintes fois reconnue.

Après le gaz carbonique, tous les produits acides de l'activité microbienne dans le sol ont été soupçonnés de contribuer à la dissolution du phosphate naturel. La plupart se montrent, en effet, capables d'exercer une telle action dans des conditions expérimentales permettant leur accumulation.

C'est le cas, en particulier, des acides minéraux forts, produits au cours de la nitrification et au cours de l'oxydation du soufre par des bactéries autotrophes. Ainsi HOPKINS et WHITING observent en 1916 une dissolution énergique du phosphate tricalcique par l'acide nitreux formé dans les cultures en milieu liquide de *Nitrosomonas*.

De même WAKSMAN et JOFFE (1922), inoculent par une culture de *Thiobacillus thiooxydans*, un milieu salin contenant, pour 100 ml, un gramme de fleur de soufre et un gramme de phosphate tricalcique. L'acide sulfurique produit dissout totalement le phosphate.

LIPMANN, MAC LEAN et LINT (1916), après compostage de 100 g de sol avec 5 g de fleur de soufre et 5 g de phosphate naturel moulu, évaluent à 95 p. 100 la proportion du phosphate rendu assimilable en trente semaines. D'après MAC LEAN (1918), un compost de 100 parties de sol, 120 parties de soufre et 400 parties de phosphate naturel, est la combinaison la plus économique pour la production d'acide phosphorique. Comme le fait remarquer RUDOLFS (1922), dans toutes ces expériences, il faut atteindre des valeurs de pH inférieures à 3 dans le milieu liquide ou le compost pour obtenir une libération appréciable du phosphore. De telles conditions sont rarement réalisables dans le sol et, selon WAKSMAN, les mélanges à base de soufre et de phosphate, n'entraînent pas la dissolution du phosphate, s'ils sont apportés directement au sol avant compostage.

KELLEY, en 1918, arrivait aux mêmes conclusions en étudiant l'influence de la nitrification sur des échantillons de sols, additionnés soit de carbonate de calcium, de phosphate tricalcique, de sulfate d'ammonium ou de poudre de sang, soit d'un mélange de ces différents composés : les bactéries nitreuses ne provoquent pas d'augmentation sensible de la solubilité du phosphate tricalcique en présence de carbonate de calcium.

Même en sols non calcaires, il faut une acidification considérable pour dissoudre un peu de phosphate et la croissance des plantes peut alors en être affectée. Dans les conditions habituelles des sols de culture ni la nitrification, ni l'oxydation du soufre, n'atteignent une ampleur suffisante pour exercer de tels effets.

L'influence des acides organiques sur la solubilité des phosphates dans le sol apparaît beaucoup plus probable et cela pour plusieurs raisons. Ces acides sont, d'une part excrétés par les racines des plantes, d'autre part formés par de nombreux micro-organismes hétérotrophes comme produits terminaux ou intermédiaires de la dégradation des glucides et des protides. Or, les acides les plus habituellement rencontrés dans les cultures de micro-organismes se trouvent être aussi les plus employés dans les épreuves de dosage du phosphore assimilable des sols. Un usage très ancien a consacré la propriété des acides citrique, tartrique, lactique, oxalique et de leurs sels, d'extraire des sols des quantités de phosphore voisines de celles que les plantes peuvent prélever.

Il est tentant d'expliquer cette concordance par une similitude d'action et de relier le pouvoir d'absorption des plantes à la production d'acides organiques par leurs racines ou par les micro-organismes associés. L'exemple du lupin paraît assez démonstratif, comme le note PRIANICHNIKOV (1934) : cette plante n'a besoin d'engrais phosphaté que dans des sols très carencés ; or, ses excrétions racinaires sont particulièrement riches en acides organiques. On peut même mettre à profit cette particularité en faisant des semis de céréales mélangés à des graines de lupin, ou en enfouissant celui-ci comme engrais vert. On améliore ainsi la nutrition phosphorée en même temps que la nutrition azotée.

Beaucoup d'anions organiques, d'ailleurs, sont facilement adsorbés dans le sol. Ils peuvent s'échanger contre des hydroxyles ou d'autres anions et en particulier des ions phosphoriques et leur capacité d'extraction reflète en premier lieu cette propriété, au moins dans les sols acides.

DEAN et RUBINS (1947), ont comparé dans une série de tels sols, pauvres en calcium et magnésium, l'efficacité de divers anions à ce point de vue. Ils saturent d'abord leurs échantillons par une solution 0,5 M de phosphate à pH 5,7. Après lavages à l'alcool ils traitent par des solutions 0,5 M de citrate, tartrate, acétate, arséniate ou fluorure, tamponnées à pH 5,7, ou par une solution 0,125 N de soude. Ils comparent les quantités de phosphore échangées par ces divers traitements. Dans les huit sols éprouvés, le citrate donne sensiblement les mêmes valeurs que la soude ; il paraît donc libérer la totalité du phosphore échangeable. Le fluorure est presque aussi actif mais le tartrate et l'arséniate ne déplacent qu'une partie du phosphore. Enfin l'acétate donne les valeurs les plus faibles, peu supérieures à celles obtenues par extraction à l'eau bouillante. L'efficacité du citrate dans ces expériences avait paru trop grande aux auteurs eux-mêmes pour relever seulement d'un équilibre d'échanges. La formation d'ions complexes leur semblait plus probable. Cette hypothèse devait trouver peu après une confirmation dans les travaux publiés à partir de 1949 par SIELING et divers collaborateurs.

Si la fixation du phosphate en sols acides dépend en premier lieu des teneurs en fer et aluminium dissous, ou à l'état d'hydroxydes, comme l'ont montré de nombreux auteurs, entre autres, DEAN (1934) ; SCARSETH et TIDMORE (1934) ; HIBBARD (1935) ; BROWN (1935) ; TOTH (1937), elle doit être réduite par la formation de tout complexe stable entraînant ces ions métalliques. Beaucoup d'acides organiques, spécialement parmi les hydroxy-acides et les céto-acides, sont capables de former de tels complexes. EPHRAÏM, dès 1939, avait indiqué les caractères structuraux requis pour cela : présence dans le radical d'un groupement acide pouvant former un sel avec une valence principale du métal, présence de groupements pouvant se coordonner avec l'atome central par une seule paire d'électrons ; ces derniers radicaux doivent être séparés de l'atome d'hydrogène réactif par des chaînes de longueur convenable pour la production de noyaux penta- ou hexagonaux. S'appuyant sur ces données et sur leurs propres expériences de précipitation des phosphates par les solutions de fer et d'aluminium, SWENSON, COLE et SIELING (1949) ont examiné l'aptitude de divers anions à déplacer les phosphates de leurs combinaisons avec ces deux cations ; le phosphate adsorbé était éliminé au préalable par l'action du chlorure de sodium à 1 p. 100. Dans ces conditions, les quantités de phosphore libérées sont directement reliées à la stabilité des complexes formés avec le fer et l'aluminium ; celle-ci dépend elle-même à la fois de la nature de l'anion, de la nature du cation

et de la valeur du pH. Ainsi une élévation du pH de 3,4 à 6,3 augmente l'efficacité du citrate et diminue celle du tartrate. Des résultats du même ordre sont obtenus en utilisant des minerais comme la limonite, la goethite ou le kaolin moulu au lieu de solutions de fer et d'aluminium.

L'influence du pH et de la structure de la molécule d'acide était ensuite précisée par STRUTHERS et SIELING (1950). Les courbes de précipitation du phosphate monopotassique par les chlorures de fer ou d'aluminium en solutions molaires étaient établies en présence ou en absence d'acides organiques dans une échelle de pH de 3 à 8 pour le fer et de 4 à 9 pour l'aluminium. Dans tous les cas, la concentration en chlorure de sodium était ajustée aux environs de 1 p. 100. Les proportions de phosphate maintenues en solution par les 9 acides éprouvés diffèrent notablement. Dans la série de l'acide succinique, par exemple, la substitution d'un ou deux groupements hydroxyles les augmente beaucoup ; au contraire, en présence d'un groupement aminé, on observe des valeurs comparables à celles du témoin. L'acide aspartique ne prévient donc pas la précipitation du phosphate, le malate la prévient plus que le succinate et le tartrate plus que le malate. Le pH optimum n'a pas la même valeur pour ces deux derniers et il diffère également suivant le cation précipitant. L'influence de la longueur de la chaîne carbonée est montrée par la comparaison des acides oxalique, malonique et succinique. Les composés de plus courte chaîne sont les plus efficaces. Le nombre de groupements carboxyles a également une grande importance et le citrate occupe une position privilégiée, maintenant 90 à 95 p. 100 du phosphate en solution en présence de fer aux valeurs de pH comprises entre 4 et 6 ; au contraire en présence d'aluminium son action est moins marquée et dépend peu du pH. Dans la zone de faible alcalinité, l'action du lactate rejoint ou dépasse celle du citrate. Ainsi dans toute l'échelle des pH habituels aux sols, il existe des anions organiques capables de prévenir la fixation du phosphate. La coexistence dans les produits de dégradation de la matière organique de plusieurs acides leur permet de relayer leurs effets, et de s'opposer à tous les pH à la fixation du phosphore. Les acides uroniques et polyuroniques, souvent abondants dans les sols, où ils proviennent surtout des pectines et des hémicelluloses, comme l'ont mis en évidence WAKSMAN et REUSZER (1932), peuvent contribuer à cette action pour une part importante.

DALTON, RUSSELL et SIELING (1952) ont vérifié l'intervention de ces processus dans la nutrition phosphorée de la plante. Dans leurs expériences, la matière organique ajoutée au sol exerce sur la croissance des plantes le même effet qu'une fertilisation phosphatée, hors de proportion avec son propre contenu en phosphore. Le résultat devient très significatif si l'on incorpore seulement des corps organiques riches en carbone mais dépourvus de phosphore : amidon, saccharose, pectines de citron. Le sol éprouvé était un limon sableux, pauvre en phosphore assimilable, à fort pouvoir de rétention, et la plante cultivée était une variété de trèfle à croissance lente et à exigences élevées en phosphore.

De tels effets de la matière organique étaient connus depuis longtemps, sinon toujours bien interprétés. Déjà JENSEN, en 1917, notait en présence de matière organique une diminution de la rétention du phosphore en sols acides. Des extraits aqueux de matière en décomposition seraient de deux à cinq fois plus efficaces que l'eau seule dans la dissolution des phosphates. Parmi beaucoup d'autres, WEISER (1933), HECH (1936), METZGER (1940), ont rapporté des observations analogues. MIDGLEY et DUNKLEE (1945) préconisent l'application simultanée d'engrais organiques mélangés aux

phosphates : par cette pratique, les valeurs de phosphore assimilable sont supérieures à celles obtenues après incorporation séparée des phosphates et de la fumure organique. D'autre part, l'effet de fixation des ions phosphoriques, souvent observé après chaulage des sols acides, peut être inversé par apport simultané de matière organique ; selon STRUTHERS et SIELING (1952), l'explication de ce phénomène doit être recherchée dans une stimulation de la microflore et une production d'acides organiques. Ainsi se trouverait éludée la prédiction d'un vieux proverbe anglais : « chaux et chaux sans engrais appauvrissent ferme et fermier ».

En sols calcaires, l'activité des micro-organismes est généralement élevée, mais la réaction du milieu ne peut pas être beaucoup modifiée par leurs produits acides. Aussi la dissolution des phosphates calciques basiques par voie microbienne serait insignifiante, si, à l'acidification, ne s'ajoutait une action chélatrice des anions organiques envers le calcium, comme envers le fer et l'aluminium.

MEHLTRETTER, ALEXANDER et RIST (1953) ont étudié le pouvoir séquestrant des sels d'une dizaine d'acides organiques envers le fer et le calcium. L'optimum de pH correspond pour le calcium à des concentrations en soude libre de 2 à 4 p. 100. Les sels de l'acide saccharique sont les plus efficaces, les acides gluconique et mucique sont également de bons chélateurs. D'une manière générale, lorsque les caractères structuraux permettent la formation de chélats cycliques pentagonaux, les complexes sont stables. La substitution d'un groupement cétonique adjacent au carboxyle paraît augmenter l'efficacité. Ainsi, l'acide 2-cétogluconique est plus actif que l'acide gluconique. Ce céto-acide est justement produit par un grand nombre de bactéries du sol.

DUFF et WEBLEY (1959) l'ont décelé par chromatographie des milieux de culture. Ils ont démontré son aptitude à déplacer le calcium de minerais insolubles comme la wollastonite, la chabazite, l'hydroxy-apatite et de montmorillonite saturée en calcium. On retrouve alors sur les chromatogrammes un spot de céto-gluconate de calcium différent du spot de l'acide 2-céto-gluconique. En présence d'apatite, il y a en même temps libération de phosphate dans la solution. Selon ces auteurs, les bactéries formant cet acide joueraient un rôle prépondérant dans l'altération des roches et la transformation des engrais phosphatés.

Les chélats du calcium diffèrent donc assez peu des complexes de fer et d'aluminium. Ils sont formés de manière semblable et ce sont les mêmes anions organiques qui montrent la plus grande efficacité.

JOHNSTON de 1952 à 1954, ignorant apparemment les résultats de SIELING publiés peu avant, a recherché l'action sur les phosphates di- et tricalciques d'un grand nombre d'acides organiques en solution décinormale. Il utilisait successivement une méthode de diffusion sur gélose, adaptée des épreuves de titrages de pénicilline, une méthode d'agitation du phosphate tricalcique dans la solution acide et une méthode de percolation à travers un mélange de sable et de phosphate. Le diamètre des zones de dissolution dans la première technique, les quantités de phosphate dissoutes dans les deux autres, étaient mesurées. Les valeurs obtenues ne montraient pas de corrélation avec l'acidité des solutions, exprimée par leur pH ou par la constante de dissociation des acides éprouvés. Dans la série aliphatique, les hydroxy-acides dissolvent plus de phosphates que les acides gras dont ils dérivent. En outre, la substitution paraît plus efficace en position α qu'en position β. Ainsi l'acide malique dissout plus de phosphate, dans des conditions identiques, que l'acide succinique et moins que l'acide tartrique. Il y a toutefois des exceptions à cette règle : les acides

pyruvique, oxalique et citrique se trouvent parmi les plus actifs. Dans la série aromatique, la fixation d'un groupement hydroxyle en position *ortho* ou *meta* augmente l'activité de l'acide benzoïque sur le phosphate ; en position *para*, elle la modifie peu. Les différentes substitutions par groupement aminé diminuent toutes le pouvoir dissolvant de l'acide benzoïque. Ainsi, dans cette série, l'influence des groupements substitués sur la capacité de dissolution paraît refléter les changements de valeur de la constante de dissociation.

Ce sont donc bien les mêmes structures organiques qui forment des complexes stables avec le calcium et le fer ou l'aluminium et s'opposent de cette manière à la fixation du phosphore en sols neutres ou alcalins comme en sols acides.

La culture des micro-organismes sur plaques de milieu gélosé au carbonate de calcium permet de révéler la production de ces acides organiques par les zones claires de dissolution formées autour des colonies. Comme l'avaient déjà vu SACKETT, PATTEN et BROWN (1908) on peut remplacer le carbonate de calcium par du phosphate insoluble. L'expérience, souvent répétée depuis, a servi de base à toutes les techniques de mise en évidence et de numération des bactéries phospho-dissolvantes.

Le milieu classique est celui de GERRETSEN : c'est une décoction de carottes, additionnée d'asparagine, de glucose, de gélose et mélangée après stérilisation et refroidissement à 50° C, à du phosphate bipotassique puis à du chlorure de calcium. Les quantités de ces deux réactifs sont ajustées pour obtenir un précipité de phosphate dicalcique homogène. Cette technique a été souvent reprise avec quelques modifications et a fait l'objet de critiques. Comme l'ont fait remarquer JOHNSTON (1951), puis MOUROMTSEV (1957), on obtient par ce procédé un mélange de phosphates de solubilité différente et non du phosphate dicalcique pur. Mais cela importe peu si l'on se propose seulement de déceler des bactéries capables de former des acides et de dissoudre les phosphates. Une confirmation de ces propriétés est généralement demandée à des cultures en milieu liquide agité. Aux acides acétique, butyrique et lactique, mis en cause par les auteurs déjà cités, sont ainsi venus s'ajouter beaucoup d'autres produits de caractère acide plus ou moins souvent rencontrés dans les cultures bactériennes.

WAKSMAN, en 1927, citait les acides propionique, formique, valérianique, gluconique, citrique, oxalique et fumarique.

Les bactéries phospho-dissolvantes isolées d'un compost en 1953 par NESTEROVA, produisaient les acides acétique, oxalique et glycolique.

SPERBER, en 1957, déterminait les acides élaborés par une souche d'*Escherichia freundii*, capable de dissoudre l'hydroxy-apatite dans des cultures aérobies ou anaérobies sur milieux glucosés. A côté des acides formique, acétique, propionique et lactique, elle décelait des quantités plus faibles d'acides glycolique, fumarique, adipique et succinique. De nombreuses autres espèces bactériennes étaient capables de produire autour de leurs colonies des zones de dissolution de 1 à 20 mm de diamètre : 84 sur un total de 184 isolements. L'apparition de ces zones s'accompagnait toujours d'une acidification. De même, sur 147 isolements, provenant surtout de rhizosphères d'avoine, LOUW et WEBLEY (1959) dénombraient 82 p. 100 de souches dissolvant le phosphate naturel en milieu liquide glucosé. La plupart formait de l'acide lactique mais les plus actives sur le phosphate de Gafsa produisaient également un acide semblable à l'acide 2-céto-gluconique.

Dans toutes ces expériences *in vitro*, l'acidification du milieu est un facteur

essentiel de la dissolution des phosphates calciques mais elle n'en rend pas compte entièrement. BEREZOVA, OUVAROVA, NESTEROVA (1956), par exemple, ne trouvent pas de rapport direct entre la production d'acides et l'accumulation de phosphore assimilable.

SPERBER, en 1958, a éprouvé simultanément sur gélose à l'apatite et sur milieu liquide, toutes les colonies qu'elle isolait de la rhizosphère de quatre plantes. Dans presque tous les cas, à une zone de dissolution de l'apatite correspondait une acidification du milieu liquide mais on ne pouvait établir aucune corrélation entre l'étendue de la zone claire et la valeur du pH observée. En fait, les techniques de diffusion sur gélose n'apportent aucune certitude : LOUW et WEBLEY (1959) ont pu obtenir une dissolution du phosphate de Gafsa en milieu liquide en repiquant des colonies dépourvues de halo. Ils observent l'absence de toute action sur les phosphates de bactéries pourtant productrices d'acides. De leur côté MOUROMTSEV (1957), SOBIESZCZANSKI (1961) ne remarquent pas de corrélation entre la quantité de phosphore dissoute en milieu liquide et la valeur du pH.

Au contraire, pour une même souche cultivée dans des conditions différentes, stimulant plus ou moins la production d'acides, MYSKOW (1960), KOBUS (1961) constatent une action dissolvante d'autant plus grande que le pH est plus abaissé.

Ces contradictions apparentes s'expliquent de manière satisfaisante si l'on se réfère aux résultats de SIELING et à ceux de JOHNSTON. Les quantités de phosphate dissoutes par différentes souches de micro-organismes ne dépendent pas uniquement de l'acidité totale produite, mais pour une large part de la nature des acides formés. En revanche, une même bactérie dissoudra plus de phosphate si, en agissant sur les conditions du milieu, on augmente sa production d'acides sans modifier la proportion des acides formés.

La présence de carbonate de calcium affecte également les taux de phosphore dissous, comme SPERBER (1958) l'a bien montré : un rapport de 15 pour 1 du carbonate de calcium à l'apatite inhibe presque totalement l'action dissolvante de l'acide lactique ; la dissolution par l'acide citrique est moins affectée, et par l'acide glycolique moins encore. Ces résultats sont à rapprocher d'une observation de LOUW et WEBLEY (1959) : l'acide 2-céto-gluconique formé dans les cultures les plus actives sur le phosphate de Gafsa exerce un pouvoir chélateur envers le calcium 7 fois plus puissant que l'acide lactique.

L'oxydation des substrats énergétiques n'est pas la seule source d'agents de dissolution ; parmi les constituants cellulaires et autres produits des activités microbiennes de synthèse, certains sont doués de propriétés remarquables. Ainsi beaucoup de bactéries du sol forment un mucus abondant, constitué en majeure partie de polysaccharides et polyuronides. Or, les acides uroniques sont parmi les substances dont le pouvoir chélateur vis-à-vis du calcium a été démontré. En 1956, NESTEROVA et BEREZOVA ont décrit un *Pseudomonas calcis*, à enveloppes muqueuses riches en calcium : un gramme de mucus peut en contenir 2,9 mg. En milieu au phosphate tricalcique, elles constatent une accumulation de composés phosphoriés solubles et l'attribuent à la fois à la production d'acides organiques et à la « consommation plus élevée en calcium qu'en phosphore ». En fait, le calcium pourrait bien n'être pas assimilé mais seulement fixé par les acides uroniques du mucus : on trouve, en effet, autour des cellules âgées des dépôts de calcite. SPERBER (1957) a observé de même la production de cristaux jaunes identifiés à du carbonate

de calcium dans les colonies d'une souche d'*Escherichia freundii*, à haut pouvoir solvant sur le phosphate de Gafsa. De telles formations avaient été précédemment décrites par HEWITT (1947) sur *Escherichia coli*.

CLAUS, WITTMANN et RIPPEL-BALDES (1958) ont étudié la composition chimique du mucus chez plusieurs espèces bactériennes et son action sur les phosphates de fer et de baryum et le sulfate de baryum. Des préparations de mucus bactérien riche en acides uroniques exerceraient une action dissolvante plus prononcée que des préparations pauvres en polyuronides. Toutefois, le mucus isolé se révèle moins actif que les bactéries muqueuses entières et en croissance.

Dans leur discussion, les auteurs allemands précités se réfèrent à une longue série de recherches consacrées par NEUBERG, avec MANDL et divers autres collaborateurs, de 1916 à 1958, au problème de la dissolution, du transport et de la réutilisation des matériaux organiques et minéraux insolubles, dans la nature. Le phosphore est directement intéressé par ces travaux à la fois comme élément transporté et comme partie intégrante des complexes transporteurs.

Les traitements utilisés par les chimistes pour dissoudre, séparer, déplacer les composés naturels insolubles dans l'eau mettent en œuvre, le plus souvent, des réactifs drastiques, acides et alcalis, dont le rôle paraît assez limité dans les processus spontanés. NEUBERG cherche donc parmi les substances naturelles continuellement engendrées et renouvelées celles qui peuvent réaliser les mêmes opérations à des conditions de température et de pH acceptables par les organismes vivants. Les acides organiques, les acides uroniques sont de ce nombre, NEUBERG et MANDL l'ont confirmé en 1948, mais aussi beaucoup d'autres constituants habituels des cellules appartenant en particulier à trois groupes de substances : les acides nucléiques, les esters phosphoriques et les phosphates condensés.

Les acides nucléiques forment avec la soude, la potasse et l'ammoniaque des sels solubles, mais beaucoup de cations divalents ou trivalents les précipitent. On utilise ces propriétés pour leur préparation, les ions précipitants étant alors introduits en excès dans les extraits. NEUBERG et ROBERTS (1949) reprenant au contraire les précipités dans un excès de nucléates alcalins, constatent leur complète dissolution. Ils montrent ensuite le caractère général de ce pouvoir de dissolution exercé par les acides nucléiques sur des sels de calcium, magnésium, baryum, fer, cuivre, chrome, étain. Ils l'ont vérifié notamment sur des carbonates, phosphates, arséniates, silicates, fluorures, sulfates. Les molécules d'acides nucléiques comportent un grand nombre de groupements fonctionnels réactifs : ce sont les groupements aminés, les hydroxyles des bases puriques et pyrimidiques, ceux des pentoses et de l'acide phosphorique. Autour de ces molécules, des complexes en nombre incalculable peuvent donc se former avec toute une gamme d'ions organiques ou inorganiques par chélation, addition, adsorption, par l'intermédiaire de liaisons de coordination, de liaisons hydrogène ou de forces de Van der Waals. Cela peut expliquer leur pouvoir de dissolution comme leurs propriétés générales.

Les esters phosphoriques et les phosphates condensés ne sont pas moins actifs. NEUBERG et MANDL (1949), MANDL, GRAUER et NEUBERG (1952) ont porté une attention particulière à l'adénosine triphosphate qui appartient à ces deux groupes à la fois. Les carbonates de calcium et de magnésium, les phosphates de calcium, de fer et d'aluminium sont parmi les nombreux sels dont la précipitation est empêchée par des solutions M/5 d'adénosine triphosphate à pH égal ou supérieur à 7.

Le même cation est parfois impliqué dans le sel à dissoudre et dans l'agent solvant ; ainsi, le fructose 1-6-diphosphate de magnésium dissout le carbonate de magnésium et le phosphate de magnésium tribasique. La possibilité d'un simple échange ionique se trouve donc exclue.

L'importance de ces processus dans le cycle des éléments minéraux du sol est difficile à apprécier. Les acides nucléiques et uroniques synthétisés par les micro-organismes viennent s'adjoindre à ceux provenant des résidus végétaux, et NEUBERG et MANDL (1956) notent leur longue persistance dans l'humus. Or, l'aptitude des acides humiques à déplacer le phosphore des sols est bien connue : DEMOLON et BASTISSE, par exemple, en 1934, leur attribuent une efficacité égale ou parfois supérieure à celle des anions citrique et oxalique.

Les propriétés des constituants cellulaires étudiés par NEUBERG permettent également l'assimilation des phosphates naturels par des micro-organismes ne produisant pas d'acides dans le milieu. Directement ou par l'intermédiaire des complexes humiques, le phosphore assimilé devient accessible aux plantes, soit après action des nucléases et des phosphatases animales et végétales, soit même sous forme de composés phosphorés organiques (KRASILNIKOV, 1958). Cependant depuis les premières observations de CERZA et de GRAZIA, cet aspect de la dissolution biologique des phosphates n'a pas été beaucoup approfondi. L'on retrouve mention d'une accumulation de phosphore organique par synthèse bactérienne à partir de phosphates naturels dans les travaux de MEYER (1949), PETERBURSKI (1954), MOUROMTSEV (1957), KONIG (1958), mais aucun de ces auteurs n'a cherché à évaluer le volume des échanges entre phosphore fixé et plantes par cette voie indirecte.

Tous les mécanismes avancés pour expliquer la dissolution des phosphates par les micro-organismes du sol font donc intervenir des produits très communs de l'activité microbienne : gaz carbonique, acides organiques, constituants de toutes les cellules. Ainsi, il est vraisemblable que l'ensemble de la microflore participe à ces transformations ; mais la part prise par les divers groupes d'organismes varie dans une très large mesure. La recherche des espèces les plus actives, l'estimation de leur distribution quantitative sont donc justifiées. Beaucoup d'auteurs les ont entreprises en se limitant presque toujours aux organismes producteurs d'acides. Parmi les champignons, les *Aspergillus* et les *Penicillium* ont été le plus souvent caractérisés ; DREWES (1929), GAK (1959) ont également reconnu des levures du genre *Torula*. Les actinomycètes les plus fréquemment rencontrés appartiennent aux genres *Nocardia* (SPERBER, 1958 ; LOUW et WEBLEY, 1959) et *Micromonospora* (SPERBER, 1958). Les bactéries enfin, se répartissent dans un très large choix de genres et d'espèces. SPERBER (1958) place au premier rang les *Arthrobacter* et reconnaît aussi les genres *Brevibacterium*, *Flavobacterium* et *Achromobacter*. LOUW et WEBLEY (1959) peuvent ranger la majorité de leurs souches dans un groupe de bactéries coryneformes. GAK (1959), constate la plus grande activité chez des souches de *Pseudomonas*. Les genres *Serratia*, *Escherichia*, *Bacillus*, *Sarcina* sont ensuite parmi les plus souvent cités. Tous sont largement répandus dans les sols. Divers auteurs ont tenté d'évaluer la proportion d'organismes intervenant activement dans la dissolution des phosphates par rapport à la microflore totale. NOWOTNY-MIECZYNSKA et GOLEBIOWSKA, (1956), KOBUS (1961) ont ainsi montré l'influence du type de sols sur cette proportion. Elle varierait de 10 à 95 p. 100 et serait plus élevée en sols sableux qu'en sols argileux, en surface qu'en profondeur, sous culture que sous prairie et sous forêt. Le facteur

de variation le plus évident résulte de l'effet rhizosphère. SPERBER (1958), en Australie, obtient des valeurs de 30 à 40 p. 100 dans les échantillons rhizosphériques contre 10 à 17 p. 100 dans les sols témoins ; les résultats de KATZNELSON et BOSE (1959), au Canada sont très voisins. Certaines plantes paraissent stimuler remarquablement l'activité dissolvante, les Crucifères, en particulier, selon VERONA (1931); MYSKOW accorde en 1959-1960 la même propriété au lupin, surtout au stade de floraison, SOBIESZCZANSKI (1961) au trêfle et KOBUS (1961) au seigle.

On a parfois tenté d'enrichir la rhizosphère en inoculant les semences par des bactéries choisies en fonction de leur pouvoir de dissoudre, *in vitro*, les phosphates naturels. Les résultats de OUAROVA (1950), LASLO et POPP (1957) étaient encourageants, mais n'ont pas été confirmés par ceux de KURILOWICZ et KERMEN (1957), MYSKOW (1961). D'une façon générale en microbiologie du sol, on ne saurait attendre de tels essais la même démonstration que l'on demande en pathologie infectieuse aux épreuves d'inoculation. Les seuls succès incontestables ont été obtenus précisément lors d'épreuves de bactérisation de Légumineuses par les *Rhizobium*. Dans ce cas, la bactérie pénètre dans la cellule végétale et la fixation d'azote résulte de cette infection contrôlée. Au contraire l'aptitude irréfutable des fixateurs libres à utiliser comme seule source l'azote atmosphérique ne permet pas de conclure à l'importance des gains d'azote procurés au sol par les *Azotobacter*. Comme les grandes fonctions classiques de la microflore, la dissolution des phosphates par les micro-organismes ne peut être démontrée que par la convergence des observations.

Soixante-dix années de recherches sur ce problème ont apporté une ample moisson de données concordantes. Presque tous les efforts ont été concentrés sur la démonstration dans les produits de l'activité microbienne de substances exerçant un tel effet. L'inventaire en a été dressé, les modes d'action de chacune ont été précisés. Les acides organiques ont été les plus étudiées de ces substances. On leur accorde, en général, un rôle primordial et cette opinion est à la fois la cause et la conséquence de l'attention qu'on leur a portée.

Cependant d'autres aspects dignes d'intérêt ont été laissés dans l'ombre. Ainsi la réaction de la microflore à l'incorporation de phosphates naturels a été peu étudiée. Nous nous sommes proposée dans la première partie de notre travail d'apporter sur ce point un ensemble d'observations cohérentes, en utilisant les méthodes en usage au Service de Microbiologie du Sol de l'Institut Pasteur : mesure de l'activité globale par respirométrie, dénombrement de la microflore totale, étude des groupements fonctionnels du cycle du carbone et du cycle de l'azote.

Nous nous sommes attachée d'autre part à la mise au point de techniques permettant de déceler et de dénombrer les organismes actifs sur les phosphates, qu'ils soient ou non acidogènes. Nous avons cherché à préciser à l'aide de ces techniques l'écologie de ces organismes et leur position systématique.

Enfin dans une troisième partie nous avons porté un intérêt particulier au phosphore assimilé par les bactéries à partir de phosphates insolubles et aux formes d'accumulation dans la cellule bactérienne.

PREMIÈRE PARTIE

ACTION DES PHOSPHATES NATURELS SUR LA POPULATION BACTÉRIENNE DU SOL

CHAPITRE PREMIER

CHOIX DU MATÉRIEL ET DES TECHNIQUES

Les micro-organismes du sol réagissent de façon très diverse à l'incorporation de substances organiques ou minérales. De la stimulation des uns, de l'indifférence ou de l'inhibition des autres, résulte une modification qualitative et quantitative de la microflore. Le choix des critères permettant d'apprécier sa nature et son amplitude est parfois malaisé.

Pour étudier l'action des phosphates naturels, nous avons caractérisé la micropopulation de nos échantillons de sol par son importance numérique, par son activité respiratoire globale et par l'équilibre de ses principaux groupements fonctionnels (WINOGRADSKY, 1925). Nous avons utilisé, à cette fin, des techniques classiques dont nous donnerons brièvement les principes.

La réponse de la microflore à l'apport de phosphates a été estimée uniquement au laboratoire, en incorporant la prise d'essai à de petits échantillons représentatifs de sols carencés en phosphore assimilable et en plaçant le mélange en incubation, à température et humidité constantes. Nous avons toujours réalisé comparativement cette épreuve avec des sols ainsi enrichis en phosphore et avec les mêmes sols n'ayant reçu aucune addition.

I — Matériel : Échantillons de sol et de phosphate

Nos expériences ont été pratiquées sur huit échantillons de sol provenant de terres de grande culture de différentes régions de France. Nous donnons dans le tableau I les valeurs respectives de pH, de carbone organique dosé par la méthode de ANNE modifiée (1945) et de phosphore assimilable, déterminé suivant MORGAN (1941), après extraction à l'acétate de sodium. Comme on peut le voir, aucun de ces sols ne présente une réaction franchement acide, et l'on peut négliger, dans ces conditions, les quantités de phosphate naturel spontanément dissoutes après incorporation. D'autre part, l'indice MORGAN des sols d'agriculture atteint couramment plusieurs milligrammes de P_2O_5 par litre d'extrait. Nos échantillons peuvent donc tous être considérés comme relativement carencés en phosphore assimilable.

Nous disposions de cinq minerais d'apatite, extraits de gisements d'Afrique du Nord, de Floride ou de la Péninsule de Kola. Leur indexation et leur analyse

TABLEAU I

pH, teneurs en carbone organique et en phosphore assimilable des sols étudiés

Terres	pH	Carbone organique (ANNE) %	Phosphore assimilable (Indice MORGAN) mg P_2O_5 / litre d'extrait
Terre I	6,1	1,13	0,4
Terre II	5,9	0,73	0,4
Terre III	6,0	0,49	0,4
Terre IV	5,8	0,53	0,4
Terre V	6,9	0,78	1,0
Terre VI	6,0	1,04	0,6
Terre VII	5,9	1,14	0,6
Terre VIII	5,8	1,40	0,6

TABLEAU 2

Analyse élémentaire des échantillons de phosphates naturels

	Gafsa	K. Djer	Florida	Kola	Kola
Échantillons	A	B	C	D_1	D_2
Eau	96,92	95,82	97,47	99,60	99,16
Analyse sur matière sèche (en %)					
Anhydride phosphorique	28,12	27,84	34,19	38,66	37,77
Anhydride carbonique	6,81	5,45	2,36	traces	0,02
Anhydride sulfurique	2,27	3,05	0,73	0,23	0,18
Matières siliceuses	7,44	7,46	5,86	3,38	4,52
Oxyde de fer	0,36	0,63	1,20	0,66	0,71
Alumine	0,91	1,18	1,00	1,62	1,49
Chaux	46,44	46,13	49,35	52,54	51,91
Magnésie	1,80	0,70	0,45	0,03	0,08
Soude	1,06	1,35	0,20	0,35	0,39
Potasse	0,08	0,22	0,08	0,10	0,15
Chlore	0,02	0,08	0,01	0,06	0,11
Fluor	2,56	2,78	3,19	3,00	2,92
Anhydride phosphorique soluble					
Citrate alcalin	0,12	0,07	0,10	0,03	0,05
Citrate neutre	4,51	6,59	10,24	9,71	7,23
Ac. lactique 2 % (méth. WAGNER)	14,85	9,52	6,06	3,59	3,85

élémentaire sont données dans le tableau 2. Ces phosphates sont conservés en poudre sèche et chaque prise d'essai pesée est stérilisée par trois passages à l'autoclave à 130°C pendant une heure, à un jour d'intervalle. La solubilité dans l'eau, même après stérilisation par chaleur humide, a toujours été trouvée inférieure à 1 mg par litre.

II — Technique de respirométrie

Les mesures d'activité respiratoire des sols peuvent être effectuées soit par manométrie, soit par titrimétrie. L'appareil de Warburg ou d'autres types de respiromètres ont été employés par la plupart des expérimentateurs pour des épreuves de courte durée, comportant un nombre restreint d'échantillons. La production de gaz carbonique au cours d'une longue période d'incubation est plus souvent mesurée par dosage chimique après absorption du gaz sur un alcali. Deux dispositifs sont utilisables : simple diffusion dans un récipient étanche ou balayage continu ou intermittent, par courant d'air privé de gaz carbonique. Le premier, par sa simplicité, se prête mieux aux expériences mettant en œuvre un grand nombre d'échantillons. Cette constatation a conduit NORMAN et NEWMAN (1941) à le comparer au second qui a l'avantage de permettre le maintien d'une concentration constante en oxygène et d'assurer une absorption quantitative du gaz carbonique émis. Dans une série d'expériences de contrôle, ces deux auteurs ont obtenu, par simple diffusion, la fixation de 80 p. 100 du gaz carbonique produit et ont conclu à la validité de la méthode pour toutes les études comparatives. D'autre part, il est difficile de maintenir à un taux d'humidité constante les échantillons soumis à une ventilation continue.

Nous avons donc utilisé le dispositif de diffusion simple, schématisé dans la figure 1.

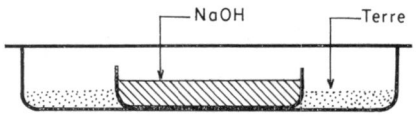


FIG. 1. — *Dispositif de diffusion du gaz carbonique*

La terre séchée à l'air et tamisée est déposée dans de grandes boîtes de Petri, à bords épais, munies en leur centre d'une cupule contenant de la soude destinée à absorber le gaz carbonique émis. Les boîtes sont fermées par des plaques de verre planes et l'étanchéité est assurée par un enduit aux silicones. La cupule centrale est remplacée toutes les 24 heures et la quantité de soude carbonatée est rapidement titrée par la méthode de CHARLOT et BEZIER (1949). Les valeurs obtenues sont corrigées pour tenir compte du gaz carbonique atmosphérique emprisonné dans des boîtes du même modèle, non garnies de terre et disposées en même temps dans l'incubateur. Nous avons mesuré les quantités de gaz carbonique émises par 20 grammes de terre, avec ou sans addition de phosphate, pendant une incubation de 15 jours, à différentes températures, en maintenant la teneur en eau aux 2/3 de la saturation. Le phosphate est incorporé dans les échantillons des séries d'expérience à raison de 0,5 gramme pour 100 grammes de terre. Chaque épreuve est pratiquée en 3 répétitions et comporte donc 3 échantillons enrichis en phosphore et 3 échantillons témoin. Les résultats sont exprimés en milligrammes de gaz carbonique.

III — Techniques de bactériologie

Toutes les opérations de dénombrement des organismes constituant la microflore totale d'une part, les principaux groupements fonctionnels d'autre part, ont été effectuées par inoculation en milieu liquide de suspension-dilution de sol, d'après les techniques de POCHON et *al.* (1962). Nous en rappellerons les temps principaux.

Une série de dilutions décimales en eau stérile est préparée à partir de la fraction fine de chaque échantillon, obtenue par tamisage et broyage au mortier. Trois, quatre ou cinq tubes d'un milieu liquide approprié sont aussitôt ensemencés par un volume uniforme (un millilitre) de suspension-dilution. Après incubation, le développement des organismes à dénombrer est révélé suivant les cas par un aspect macroscopique ou une réaction chimique simple. La proportion des tubes où il apparaît est notée séparément pour chacun des groupes de tubes ensemencés par la même dilution. Les proportions observées pour les dilutions-limites permettent, par référence à des tables statistiques (Mc CRADY, 1918), de calculer le nombre le plus probable des organismes viables par unité de poids de l'échantillon.

A — *Microflore totale*

La microflore totale peut être définie comme l'ensemble des micro-organismes, bactéries, actinomycètes et champignons, capables de se développer en milieu artificiel. Cette définition est conventionnelle et restrictive dans la mesure où les méthodes indirectes de dénombrement ne peuvent éviter entièrement un effet de sélection parmi les cellules actives et viables dans leur habitat naturel.

L'extrait aqueux de terre, obtenu à chaud à partir d'un sol bien entretenu, de pH neutre, est le milieu de culture le plus proche du milieu naturel. La plupart des bactéries et champignons du sol y ont un développement discret mais suffisant pour être décelé à l'examen macroscopique. Nous avons adopté ce milieu pour le dénombrement des organismes de la microflore totale et pratiqué les lectures après 15 jours d'incubation à 28°C.

B — *Bactéries du cycle de l'azote*

1° *Fixateurs aérobies.*

Un milieu salin sans azote combiné, additionné de mannitol, est réparti dans des tubes de large section, sous un faible volume, de façon à maintenir l'aérobiose durant les 15 jours d'incubation. La présence d'*Azotobacter* se traduit par la formation d'un voile muqueux se pigmentant souvent en brun.

2° *Ammonifiants.*

La seule source d'azote est apportée par un substrat ammonifiable, la tyrosine, dont la disparition est recherchée à l'aide du réactif de Millon, en milieu acétique, à 40°C. 9 lectures sont pratiquées entre le 1er et le 15e jour.

3° *Nitrificateurs.*

a) *Ferments nitreux.* — Un milieu salin au sulfate d'ammonium, dépourvu de carbone organique, est réparti dans des tubes à hémolyse. La formation de nitrites

est recherchée après 3 semaines d'incubation à 28°C par le réactif à la diphénylamine sulfurique.

b) *Ferments nitriques.* — Un milieu salin au nitrite de sodium, dépourvu de carbone organique, est réparti dans des tubes à hémolyse. Après 3 semaines d'incubation à 28°C on élimine, par addition d'urée en milieu sulfurique, les nitrites non transformés et l'on recherche les nitrates par le réactif à la diphénylamine.

C) *Bactéries du cycle du carbone*

1° *Cellulolytiques aérobies.*

Dans un milieu minéral au nitrate d'ammonium où la seule source de carbone est apportée par de la cellulose broyée, le développement de cellulolytiques aérobies provoque la formation d'agrégats persistant après agitation. Les lectures sont faites à plusieurs reprises pendant une période d'incubation de 15 jours à 28°C.

2° *Amylolytiques.*

L'amidon constitue la seule source de carbone d'un milieu liquide. La disparition est mise en évidence après 7 jours d'incubation à 28°C par le réactif iodo-ioduré.

CHAPITRE II

MICROFLORE TOTALE ET ACTIVITÉ GLOBALE

Le nombre et l'activité des micro-organismes dans le sol sont rarement limités par un seul facteur. Aussi varient-ils dans d'assez larges limites sous des influences très diverses. L'effet de l'enrichissement en un élément nutritif défini sera observé avec plus de rigueur, si l'on peut contrôler les conditions physiques principales : humidité, température, aération. C'est l'intérêt essentiel de l'épreuve d'incubation au laboratoire. Le dénombrement des micro-organismes de la microflore totale d'une part, la mesure de l'activité respiratoire d'autre part, constituent les deux moyens classiques d'apprécier la réponse biologique à la modification du milieu naturel. L'on n'observe pas nécessairement un parallélisme étroit entre les variations de taille et d'activité de la population. Les échanges respiratoires sont stimulés plus précocement et plus intensément que la multiplication des cellules. En outre, les deux épreuves ne sont pas entachées par les mêmes causes d'erreur ; elles se complètent et se corrigent mutuellement.

Ainsi, la réhumectation de sols séchés à l'air est presque toujours suivie d'un clocher respiratoire accentué, sans rapport avec l'accroissement de la population. Le séchage et le tamisage sont cependant nécessaires à une bonne homogénéisation des échantillons et permettent d'éliminer les éléments grossiers et les débris végétaux non encore fragmentés. Leur effet se prolonge rarement au-delà d'un jour ou deux et, en l'absence d'enrichissement, l'activité respiratoire tend ensuite vers une valeur proche de celle manifestée par des échantillons frais. Si l'on a incorporé des matériaux de nature à stimuler la microflore, l'activité respiratoire se maintient, au contraire, à un niveau plus élevé. L'influence de ceux-ci n'est donc mise en évidence que par une incubation assez longue pour éliminer les effets des opérations d'échantillonnage. Nous avons mesuré la production quotidienne de gaz carbonique de nos divers échantillons pendant 15 jours.

A — Activités respiratoires

Trois séries d'expériences ont été réalisées.

Dans la première, nous avons étudié l'action d'un même phosphate naturel sur huit échantillons de terre.

Dans la deuxième, l'action de cinq phosphates différents sur une même terre a été éprouvée.

Enfin, dans la dernière, nous avons cherché à préciser l'influence des conditions expérimentales choisies en pratiquant l'incubation à différentes températures.

TABLEAU 3

Production de gaz carbonique en 15 jours d'incubation (mg/20 g) par 8 sols en présence d'un phosphate de Gafsa

Sols	Échantillons témoins		Échantillons enrichis		*t* (STUDENT-FISCHER)	Différence significative à la probabilité	Coefficient de stimulation
	Répétitions	Moyenne	Répétitions	Moyenne			
1	13,4 19,1 14,3	15,6	61,8 41,8 44,4	49,3	5,168	0,007	3,2
2	15,8 9,7 10,8	12,1	42,2 28,3 40,5	37,0	5,231	0,007	3,1
3	10,1 8,1 7,5	8,6	54,6 47,5 65,5	55,9	8,924	0,001	6,5
4	15,3 15,6 11,4	14,1	35,2 39,6 30,2	35,0	6,89	0,002	2,5
5	20,7 20,9 27,0	22,9	44,7 50,8 39,2	44,9	5,584	0,005	2,0
6	17,8 18,5 18,7	18,3	36,5 38,9 40,5	38,6	14,2	< 0,001	2,1
7	15,8 14,9 22,7	17,8	28,2 31,5 29,4	29,7	4,44	0,01	1,7
8	19,8 21,5 25,9	22,4	44,4 46,6 48,2	46,4	11,29	< 0,001	2,1

1. *Influence de la nature de la terre*

Le phosphate P. A (minerai de Gafsa) a été incorporé à huit échantillons de sol. Les variations des taux journaliers d'émission de gaz carbonique et la production cumulée en fonction du temps, au cours de l'incubation, sont montrées dans les figures 2 à 9. Les valeurs portées en ordonnées correspondent à la moyenne de 3 dosages pour les échantillons enrichis en apatite.

On peut distinguer, dans les courbes d'activité respiratoire, deux parties nettement différentes. Le dégagement de gaz carbonique est toujours plus important au début de l'incubation. Dans les terres non enrichies en phosphore, il atteint un maximum dès le premier jour, parfois le second, puis il tend à décroître et se stabilise rapidement, oscillant peu par la suite autour d'une valeur caractéristique de chaque échantillon. Ces résultats sont en accord avec les observations des nombreux auteurs qui ont étudié la respiration de sols séchés à l'air, homogénéisés, puis réhumectés (WAKSMAN et STARKEY, 1923 ; CORBET, 1934 ; STEVENSON, 1956 ; BIRCH, 1958). Dans les sols enrichis, la production quotidienne passe par un maximum le deuxième ou le troisième jour, le déclin de l'activité respiratoire est plus progressif et l'on obtient rarement avant 15 jours une valeur constante des taux journaliers.

L'accroissement général de la production de gaz carbonique sous l'influence d'un apport d'apatite constitue le fait le plus remarquable. Il est manifeste pendant toute la durée de l'incubation pour tous les échantillons de terre. Les productions totales de gaz carbonique en deux semaines des lots enrichis et des lots témoins sont portées dans le tableau 3. Si on les compare par le test de *t*, les différences entre les moyennes observées apparaissent significatives dans sept échantillons sur huit. La stimulation de l'activité biologique de chaque terre sous l'influence du phosphate ajouté peut être exprimée par le rapport des quantités cumulées de gaz carbonique. Les coefficients obtenus pour nos huit sols se situent entre 1,7 et 6,5. L'action des phosphates dépend donc de la nature des terres. Cependant, les coefficients de stimulation ne peuvent être reliés ni au pH, ni aux teneurs en carbone organique ou en phosphore assimilable. La composition de la microflore et notamment la proportion d'organismes actifs dans la transformation des phosphates interviennent sans doute plus que les caractères physico-chimiques.

2. *Influence de la nature du phosphate*

Nous avons étudié l'action de cinq phosphates sur l'émission de gaz carbonique par la microflore de deux échantillons de terre, choisis en fonction de leur comportement en présence de phosphate de Gafsa P. A, lors de l'expérience précédente. Le coefficient de stimulation de l'activité respiratoire le plus élevé avait été trouvé pour la terre III, l'un des plus faibles pour la terre V.

Les figures 10 et 11, le tableau 4 présentent les productions cumulées de gaz carbonique pendant 15 jours d'incubation à 28°C. Les différents phosphates accroissent tous l'émission mais de manière inégale. L'analyse de la variance pratiquée sur l'ensemble des valeurs observées montre un effet très significatif de l'origine des minerais sur l'activité de la terre III, peu significatif sur celle de la terre V. La comparaison des moyennes par le test *t* (Student Fischer) fait apparaître des

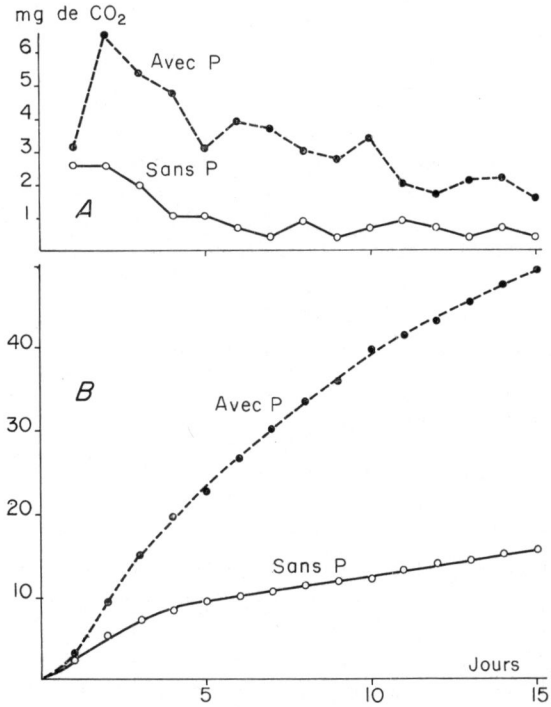


fig.2 - TERRE I. Dégagement de CO_2
A) taux journalier *B)* taux cumulatif

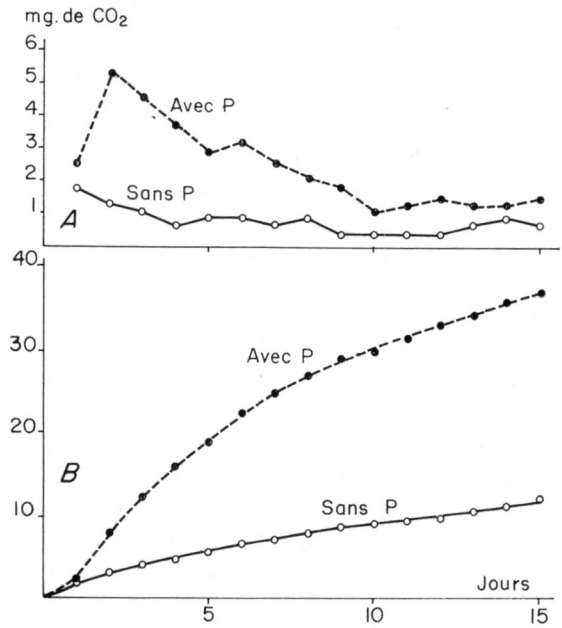


fig.3 - TERRE II. Dégagement de CO_2
A) taux journalier *B)* taux cumulatif

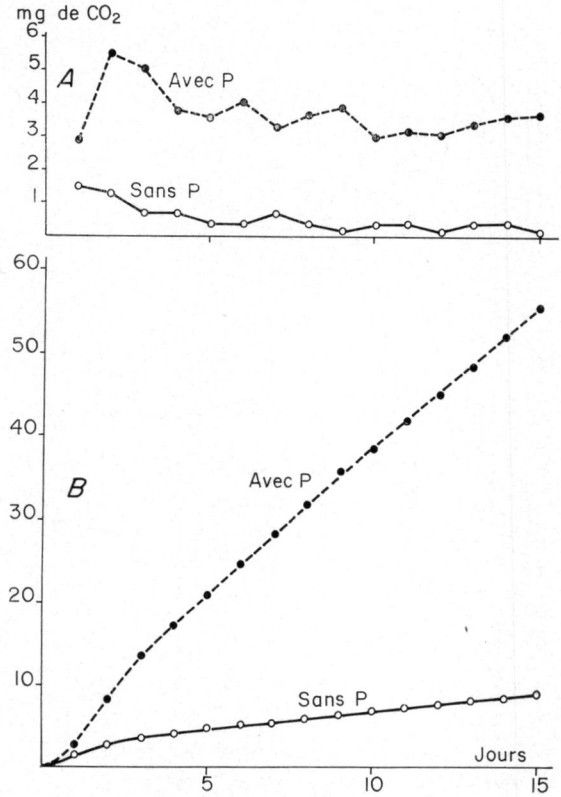


fig. 4 - TERRE III . Dégagement de CO_2
A) taux journalier *B)* taux cumulatif

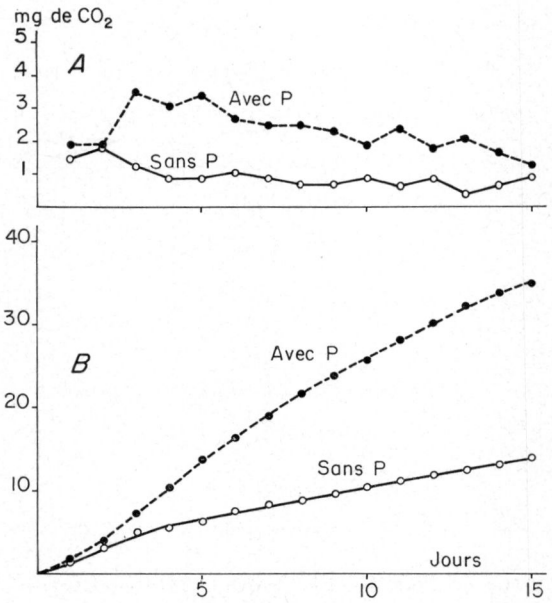


fig. 5 - TERRE IV. Dégagement de CO_2
A) taux journalier *B)* taux cumulatif

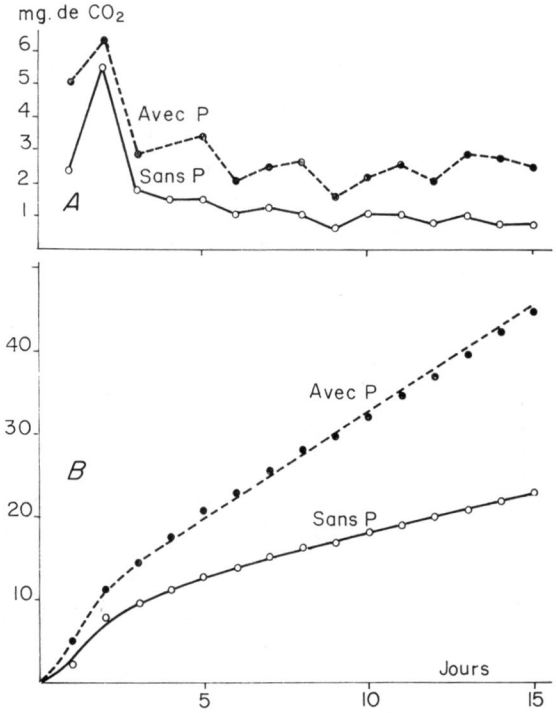


fig. 6 - TERRE V. Dégagement de CO_2
A) taux journalier *B)* taux cumulatif

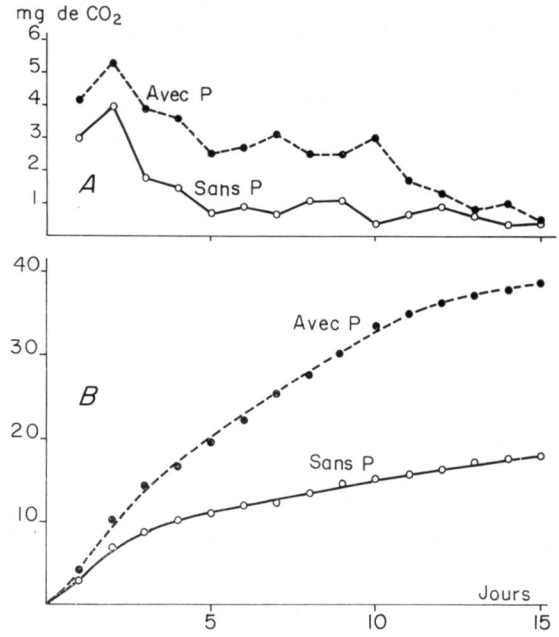


fig. 7 - TERRE VI. Dégagement de CO_2
A) taux journalier *B)* taux cumulatif

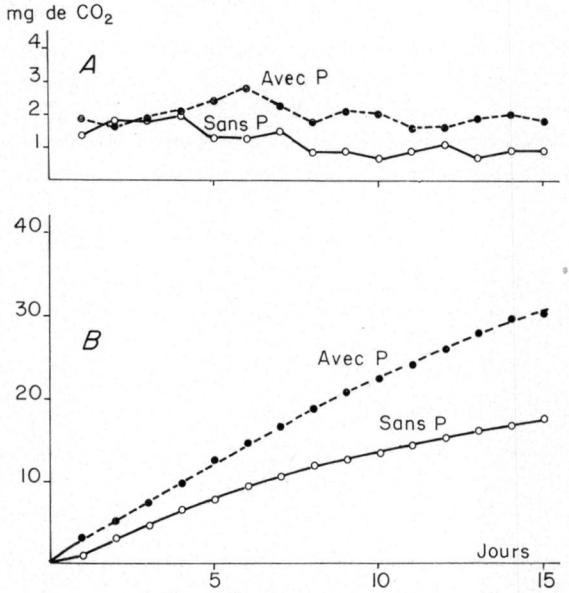


fig. 8 - TERRE VII. Dégagement de CO_2
A) taux journalier *B)* taux cumulatif

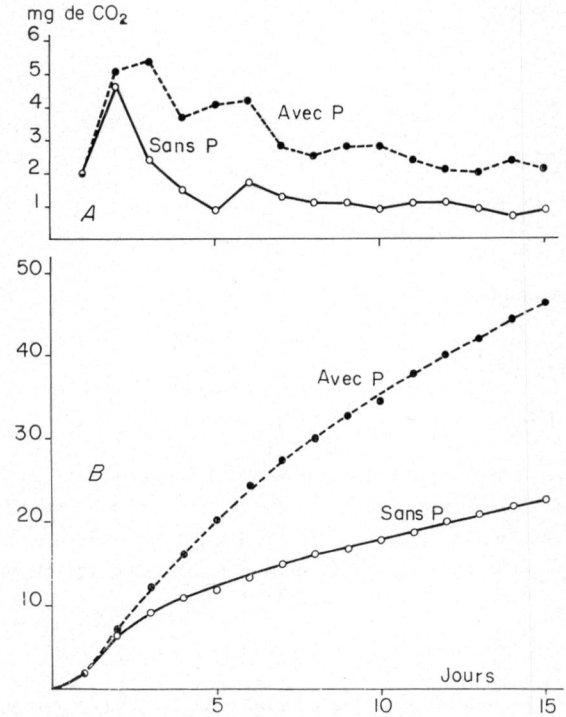


fig. 9 - TERRE VIII. Dégagement de CO_2
A) taux journalier *B)* taux cumulatif

différences très significatives entre les productions de gaz carbonique de l'échantillon témoin et de tous les échantillons enrichis, entre l'action du phosphate de Gafsa (P. A) et celle des phosphates de Kola (P. D_1 et P. D_2). Les phosphates du K Djer (P. B) et de Floride (P. C) ne sont nettement différenciés des phosphates de Kola que par leur action sur la terre III. Les écarts entre les effets de P. A et P. B

TABLEAU 4

Production de gaz carbonique en 15 jours (mg/20 g) par 2 sols en présence de 5 variétés de phosphate naturel

Phosphate apporté	Terre III			Terre V		
	Épreuves	Moyenne	Coefficient de stimulation	Épreuves	Moyenne	Coefficient de stimulation
Témoin	7,5 9,0 10,8	9,1		18,7 14,1 23,1	18,6	
P. A	59,2 45,5 59,8	54,8	6	59,8 41,4 43,3	48,2	2,6
P. B	49,7 48,2 51,7	49,9	5,5	46,4 31,5 44,2	40,7	2,2
P. C	51,5 42,5 55,4	49,8	5,5	42,9 39,2 36,7	39,6	2,1
P. D_1	26,4 28,8 32,6	29,3	3,2	27,7 32,3 38,3	32,8	1,8
P. D_2	28,2 34,8 29,3	30,8	3,4	38,9 38,1 23,8	33,6	1,8
Plus petite différence significative entre les moyennes :						
au seuil de probabilité 0,05		8,4			12,5	
au seuil de probabilité 0,01		11,8			17,5	

d'une part, de P. C d'autre part, sont plus faibles et peuvent être fortuits. Enfin on ne peut discerner de différence entre P. B et P. C, de même qu'entre les deux phosphates de Kola. Cependant, l'ordre d'efficacité des phosphates est le même pour les deux échantillons de terre et correspond à leur ordre de solubilité dans l'acide lactique à 2 p. 100.

3. *Influence de la température d'incubation*

La stimulation par les phosphates de l'activité respiratoire des terres carencées en phosphore dépend-elle des conditions arbitrairement fixées au laboratoire et dans quelle mesure ? Pour examiner ce point, nous avons choisi d'étudier l'influence

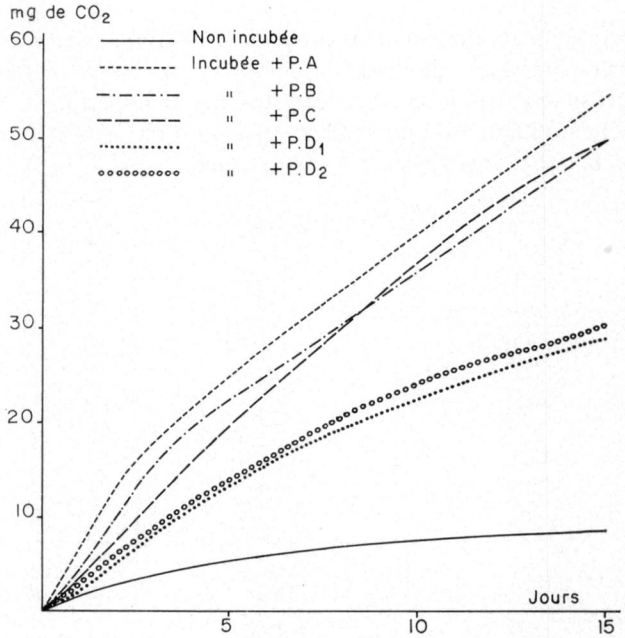


fig. 10- TERRE III. Influence de la nature du phosphate sur le dégagement de CO_2

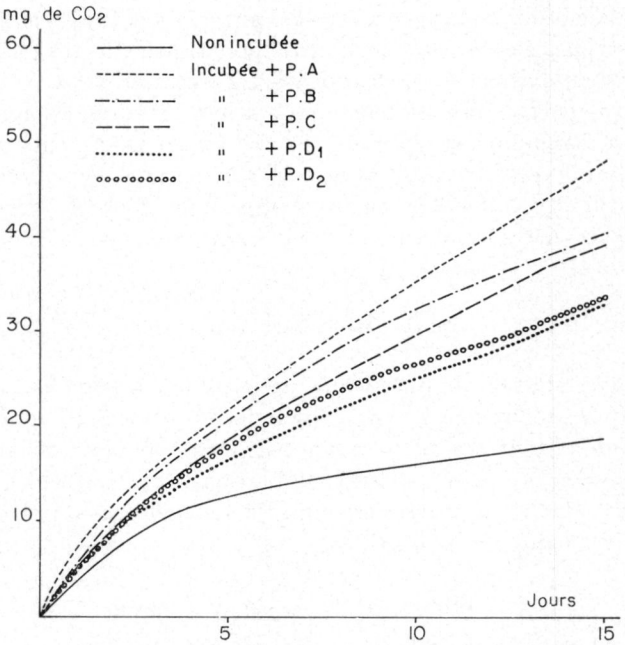


Fig. 11- TERRE V. Influence de la nature du phosphate sur le dégagement de CO_2

de la température d'incubation sur le résultat des épreuves. Parmi les trois facteurs contrôlés, température, humidité, aération, c'est en effet sur le premier que porte l'écart le plus sensible entre les conditions naturelles et expérimentales. L'humidité réalisée est proche de l'humidité équivalente et l'aération peut-être estimée comparable à celle des horizons superficiels de sols en place.

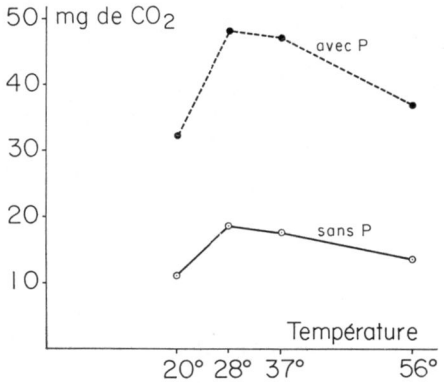


FIG. 12. — *Influence de la température d'incubation sur le dégagement de gaz carbonique en 15 jours*

Nous avons donc répété l'épreuve de respirométrie sur la terre V enrichie et non enrichie en phosphate P. A, à trois autres températures, 20°C, 37°C et 56°C. Les courbes de production de gaz carbonique montrent l'influence de la température sur la précocité et l'intensité du dégagement de gaz carbonique. Le clocher respiratoire initial est d'autant plus accentué et d'autant plus bref que la température d'incubation est plus élevée, comme il était prévisible. Cet effet est entièrement indépendant de l'enrichissement en phosphate. La variation de la production totale de gaz carbonique en 15 jours, en fonction de la température, est représentée dans la figure 12. Un maximum est observé à 30°C, mais les coefficients de stimulation sous l'influence du phosphate de Gafsa ne sont pas sensiblement affectés. Les conditions choisies pour l'ensemble des épreuves permettent donc de juger de façon valable de l'influence des phosphates naturels incorporés sur l'activité respiratoire de terres carencées.

B — Microflore totale

Les effets de l'addition de phosphates naturels sur la microflore totale ont été étudiés, comme la production de gaz carbonique, par incubation des échantillons à 28°C. Le dénombrement des micro-organismes a été effectué au début et à la fin de l'épreuve, en absence et en présence de phosphates. Deux séries d'expériences ont été conduites en vue de mettre en évidence l'influence respective de la nature des terres et de la qualité des phosphates.

1. *Influence de la nature de la terre*

Les résultats des dénombrements sont présentés dans le tableau 5. Dans tous les cas, la microflore totale est accrue par l'incubation, même en l'absence de phosphate ajouté, mais le nombre d'organismes viables à la fin de l'épreuve est toujours

plus élevé dans les échantillons enrichis. Un coefficient de stimulation peut donc être calculé pour chaque terre. Les valeurs obtenues sont comprises entre 1,3 et 9. Si l'on compare les coefficients relatifs respectivement à l'activité respiratoire et à la microflore totale, on ne constate pas de proportionalité rigoureuse.

TABLEAU 5

Influence d'un même phosphate P. A. sur la microflore totale de différentes terres

Terres	Nombre de germes/g de terre			Nombre de germes après incubation avec P
	Terre non incubée	Terre incubée sans P	Terre incubée avec P	Nombre de germes après incubation sans P
I	$3 . 10^6$	$5 . 10^6$	$35 . 10^6$	7
II	$3{,}5 . 10^6$	$8 . 10^6$	$45 . 10^6$	5,6
III	$3 . 10^6$	$5 . 10^6$	$45 . 10^6$	9
IV	$5 . 10^6$	$9{,}5 . 10^6$	$25 . 10^6$	2,6
V	$13 . 10^6$	$35 . 10^6$	$70 . 10^6$	2
VI	$8 . 10^6$	$13 . 10^6$	$17 . 10^6$	1,3
VII	$7{,}5 . 10^6$	$11 . 10^6$	$35 . 10^6$	3,1
VIII	$7 . 10^6$	$11 . 10^6$	$30 . 10^6$	2,9

2. *Influence de la nature du phosphate*

Le tableau 6 illustre le comportement de la microflore totale des terres III et V au cours de l'incubation en présence des cinq minerais différents. Le nombre d'organismes viables en fin d'épreuve diffère suivant la nature du phosphate incorporé.

TABLEAU 6

Influence de différents phosphates sur la microflore totale de deux terres

	Terre III		Terre V	
	Nombre de germes par g de terre	Nombre de germes de la terre + P / Nombre de germes de la terre sans P	Nombre de germes par g de terre	Nombre de germes de la terre + P / Nombre de germes de la terre sans P
Sans P	$5 . 10^6$		$35 . 10^6$	
P. A	$45 . 10^6$	9	$70 . 10^6$	2
P. B	$35 . 10^6$	7	$70 . 10^6$	2
P. C	$17 . 10^6$	3,4	$50 . 10^6$	1,7
P. D_1	$12 . 10^6$	2,6	$35 . 10^6$	1,0
P. D_2	$11 . 10^6$	2,2	$45 . 10^6$	1,1

En le rapportant aux chiffres de population de l'échantillon incubé sans phosphate, on obtient des coefficients de stimulation échelonnés de 1 à 9. Ces coefficients se classent dans le même ordre que les taux de solubilité dans l'acide lactique à 2 p. 100 des cinq phosphates correspondants. Le dénombrement de la microflore totale et les épreuves de respirométrie donnent donc, dans ce cas, des indications parallèles.

C — Conclusions

L'enrichissement en phosphore de terres carencées a parfois des effets spectaculaires sur le développement de certaines bactéries du sol : le comportement des *Azotobacter* en terre moulée en est l'exemple le mieux connu. Mais la stimulation de l'activité biologique par l'apport phosphaté n'est pas limitée à un petit nombre d'espèces bactériennes. Dans tous les échantillons de sols éprouvés, nous avons en effet observé un accroissement significatif du nombre d'organismes viables et du volume des échanges respiratoires.

Nos résultats mesurent d'une part la privation de phosphore ressentie par la population microbienne, d'autre part la valeur de phosphates naturels faiblement solubles dans la correction de cette pénurie. Ils reflètent aussi l'hétérogénéité du sol à l'échelle microscopique. Même des échantillons de sols soigneusement tamisés et brassés, ayant donc perdu leur structure naturelle, n'offrent aux micro-organismes qu'une juxtaposition de microhabitats différant profondément par les conditions de nutrition réalisées. Le défaut de phosphore dans l'un n'est pas compensé par l'excès dans un autre où la croissance sera limitée par défaut d'énergie, d'azote ou de quelque facteur de croissance indispensable. La pénurie de phosphore assimilable ne devient donc totale que si les autres éléments nécessaires sont en large excès. Cela se vérifie, en pratique, lors de l'incorporation de matière organique pauvre en phosphore dans un sol déjà carencé. Lors de l'échantillonnage, les opérations successives de séchage et de réhumectation exercent un effet analogue en libérant sous une forme plus aisément utilisable une fraction de la matière organique du sol. La microflore peut ainsi épuiser plus complètement les réserves de phosphore présentes, mais l'effet de stimulation est de courte durée s'il n'y a pas eu en même temps enrichissement en phosphore. Au contraire, l'apport de phosphates naturels, en multipliant le nombre de microhabitats où l'approvisionnement en phosphore est convenablement assuré, maintient l'activité biologique à un niveau élevé pendant beaucoup plus longtemps.

L'amplitude de cet effet varie d'un sol à l'autre, sans rapport avec le pH, la teneur en carbone, la teneur en phosphore assimilable. Elle paraît donc caractériser en premier lieu la nature de la microflore, son aptitude à utiliser comme source de phosphore des minerais de phosphates peu solubles. La qualité de ces minerais, leur degré de solubilité dans les réactifs chimiques classiques, commandent d'ailleurs dans une large mesure l'ampleur de la stimulation.

Dans les sols pauvres en phosphore, le niveau d'activité de la microflore pourrait de même être déterminé par la facilité d'accès aux sources de phosphore offertes. Il dépendrait ainsi à la fois de la qualité de la microflore et de la qualité des phosphates incorporés.

L'accroissement de l'activité biologique globale par apport de phosphates naturels est en lui-même un indice de fertilisation. L'analyse des groupements fonctionnels nous permettra d'expliquer et de mieux évaluer le bénéfice obtenu, en mesurant la stimulation des différentes fonctions assurées au sein du sol par la microflore, dont dépend pour une large part le niveau de fertilité.

CHAPITRE III

GROUPEMENTS FONCTIONNELS

Les micro-organismes du sol participent directement ou indirectement à un très grand nombre de transformations biochimiques que l'on peut ordonner en chaînes ou en cycles en vue de faire apparaître les conséquences de la vie microbienne. A chaque étape d'une chaîne ou d'un cycle sont associés des organismes parfois très différents mais que leur activité commune permet de rassembler suivant la terminologie de WINOGRADSKY en un même « groupement fonctionnel ».

Nous avons recherché l'influence de l'incorporation au sol de phosphates naturels sur les groupements fonctionnels majeurs des cycles de l'azote et du carbone. Pour cette étude, nous avons choisi la terre V en raison de son pH neutre, écartant ainsi toute possibilité de dissolution spontanée de phosphates calciques. A l'intérieur de chaque groupe l'importance numérique de la population a été déterminée dans sept séries d'expériences parallèles : sur l'échantillon de terre V non incubée et sur le même sol ayant subi une incubation de 15 jours à 28°C sans enrichissement préalable ou après incorporation de l'un des cinq phosphates à l'étude.

A — Bactéries du cycle de l'azote

Les principaux chaînons du cycle de l'azote ont été étudiés : fixation de l'azote atmosphérique, ammonification et nitrification.

1. *Fixateurs d'azote aérobies* : Azotobacter

Un essai préliminaire nous a montré la rareté des *Azotobacter* dans la terre V non incubée. L'ensemencement d'un millilitre d'une suspension de sol à 1 p. 100 ne donne en milieu liquide aucun développement de fixateurs d'azote aérobies. La stimulation par les phosphates seuls dans ces conditions est inconstante et sans signification. Nous inspirant de l'épreuve classique de la terre moulée, nous avons donc pratiqué l'incubation en présence d'une source de carbone exogène : 0,1 g de mannitol sont mélangés aux 20 g de terre avant humidification.

Les résultats exposés dans le tableau 7 montrent la multiplication considérable des *Azotobacter* sous l'influence de l'apport glucidique. Cet effet est fortement accru par addition simultanée de phosphates naturels. La pénurie de phosphore assimilable, sans être totale, est donc indéniable. Les écarts entre les réponses aux différents minerais sont faibles et toutes les qualités d'apatite semblent donc fournir aux *Azotobacter* une source de phosphore et éventuellement de calcium facilement utilisable.

TABLEAU 7

*Influence des phosphates sur la population d'*Azotobacter

Traitements	Nombre de germes par g de sol	Coefficient de stimulation
Témoin	< 25	
Terre incubée sans P + Mannitol	25 000	
Terre incubée + P. A + Mannitol	1 300 000	52
Terre incubée + P. B + Mannitol	1 100 000	44
Terre incubée + P. C + Mannitol	1 700 000	68
Terre incubée + P. D_1 + Mannitol	1 100 000	44
Terre incubée + P. D_2 + Mannitol	500 000	20

2. *Ammonifiants*

De Barjac et Pochon (1953) ont établi que la détermination du nombre d'organismes dégradant la tyrosine dans un milieu où cet acide aminé constitue la seule source d'azote donne une évaluation correcte de la microflore ammonifiante. Selon ces auteurs, on peut tracer la courbe d'activité du groupement en étudiant la variation, en fonction du temps d'incubation des milieux tests, des dilutions limites du sol provoquant la disparition de la tyrosine. Ce mode d'expression graphique a donc été utilisé dans la figure 13 pour présenter les résultats obtenus dans les sept séries d'expériences. D'autre part, le nombre le plus probable d'organismes ammonifiants pour chaque série est porté dans le tableau 8.

L'examen comparatif des courbes et des chiffres fait ressortir, d'abord, l'importance du développement de la flore ammonifiante par incubation à température et humidité optimum. L'accélération des processus de minéralisation au cours de cette épreuve est un fait habituel. Dans nos séries d'expériences, l'addition de phosphates n'a pas d'influence appréciable sur l'évolution de ce groupement fonctionnel.

En effet, les courbes d'activité s'écartent peu de la courbe de l'échantillon incubé sans phosphate, et les différences entre les chiffres de population observés après 15 jours n'excèdent pas les limites de confiance de la méthode.

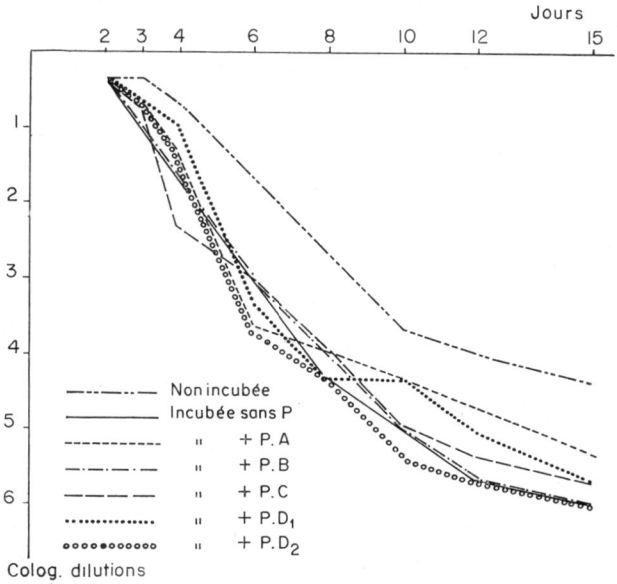


fig. 13 - Courbes d'activité de la microflore ammonifiante.

3. *Nitrificateurs*

Les agents de la nitrification sont des organismes à croissance lente. On ne peut donc attendre dans une épreuve d'une durée aussi limitée des fluctuations importantes des populations de ferments nitreux et nitriques.

TABLEAU 8

Influence des phosphates sur 3 groupements fonctionnels du cycle de l'azote

Traitements	Ammonifiants		Nitreux		Nitriques	
	Nombre de germes par g de sol	Coefficient de stimulation	Nombre de germes par g de sol	Coefficient de stimulation	Nombre de germes par g de sol	Coefficient de stimulation
Témoin	45 000		500		190	
Terre incub. sans P	1 150 000		1 900		500	
Terre incubée :						
+ P. A.	450 000	0,4	19 000	10	5 000	10
+ P. B.	1 500 000	1,3	5 000	2,6	900	1,8
+ P. C.	950 000	0,8	9 000	4,7	1 900	3,8
+ P. D_1	750 000	0,65	5 000	2,6	500	1,0
+ P. D_2	1 150 000	1,0	5 000	2,6	500	1,8

Effectivement, l'incubation en l'absence de phosphore les accroît dans des proportions moindres que les autres groupements fonctionnels. Les résultats présentés dans le tableau 8 montrent, en outre, la sensibilité des bactéries de la nitrification à l'enrichissement phosphaté. Le nombre des ferments nitreux (*Nitrosomonas*) est de 2,6 à 10 fois plus élevé après incubation en présence de phosphates que dans le témoin non enrichi. La stimulation de ferments nitriques (*Nitrobacter*) est généralement moins accusée. Le phosphate de Gafsa, P. A. fait exception en stimulant également nitreux et nitriques. Il est aussi le plus actif et le seul dont l'efficacité soit nettement différente de l'ensemble.

B — Bactéries du cycle du carbone

Les groupemeuts fonctionnels de la cellulolyse et de l'amylolyse ont été choisis comme les plus représentatifs du cycle du carbone. Les résultats de leur évaluation numérique sont donnés dans le tableau 9.

TABLEAU 9

Influence des phosphates sur 2 groupements fonctionnels du cycle du carbone

Traitements	Cellulolytiques aérobies		Amylolytiques	
	Nombre de germes par g de sol	Coefficient de stimulation	Nombre de germes par g de sol	Coefficient de stimulation
Témoin	19 000		450 000	
Terre incubée sans P	190 000		1 500 000	
Terre incubée + P. A ...	900 000	4,7	4 500 000	3
+ P. B ...	900 000	4,7	7 500 000	5
+ P. C ...	3 000 000	16,3	9 500 000	6,3
+ P. D_1 ..	190 000	1,0	4 000 000	2,7
+ P. D_2 ..	900 000	4,7	2 500 000	1,7

1. *Cellulolytiques aérobies*

Après incubation sans addition de phosphates, la microflore cellulolytique aérobie se trouve multipliée par un facteur de 10. En présence de certains phosphates cette prolifération est accrue et les coefficients de stimulation s'échelonnent de 1 à 16,3. Le phosphate P. C est le plus actif, puis on ne note pas de différence entre les phosphates P. A, P. B et P. D_2. Seul P. D_1 n'exerce aucune influence.

2. *Amylolytiques*

Les variations de la microflore amylolytique sous l'effet de l'incubation sont relativement limitées. Cependant, tous les échantillons de phosphates exercent sur elle une stimulation plus ou moins marquée. Les coefficients s'échelonnent entre 1,7

et 6,3. Les phosphates P. B et P. C sont les plus actifs. Nous avons également noté qu'après incubation en présence de ces deux phosphates, les dilutions limites étaient atteintes plus rapidement dans les milieux tests. Cette consommation rapide de l'amidon dans les tubes ayant reçu le plus faible inoculum traduit la grande activité métabolique des organismes amylolytiques au moment de l'ensemencement.

C — Conclusions

L'examen des groupements fonctionnels les plus caractéristiques de la microflore du sol nous a confirmé l'importance des modifications d'ordre biologique consécutives à l'apport de phosphates naturels dans les sols de faible teneur en phosphore assimilable. La stimulation de la microflore totale et de son activité globale précédemment constatée (voir chap. II) ne se retrouve pas à un taux égal dans les différents groupements. Ainsi, à l'effet d'ensemble s'ajoute une profonde modification de l'équilibre biologique. Les organismes les plus spécialisés, responsables dans le sol des actions les plus spécifiques, sont aussi les principaux bénéficiaires des conditions nouvellement créées.

Par contre, les groupements fonctionnels définis par l'association d'organismes hétérogènes à un processus biochimique banal : dégradation de l'amidon, minéralisation de l'azote organique en ammoniac, varient peu. Ainsi, l'amendement par phosphates naturels entraîne la stimulation préférentielle dans le cycle du carbone comme dans le cycle de l'azote, des groupements habituellement regardés comme les meilleurs indices de fertilité : fixateurs d'azote, nitrificateurs, cellulolytiques aérobies.

La sensibilité des *Azotobacter* à la richesse en calcium et en phosphore du milieu est un fait depuis longtemps reconnu. Si, dans le sol, une source de carbone aisément oxydable se trouve introduite en excès, la multiplication des *Azotobacter* est limitée en premier lieu par les teneurs en calcium et en phosphore. On utilise même cette propriété pour la recherche des carences en ces deux éléments. Malgré leur faible solubilité les phosphates naturels sont donc aptes à satisfaire les exigences en phosphore de ce groupement et lui permettent de répondre à tout enrichissement en carbone valable. Les conséquences d'une multiplication des *Azotobacter*, surtout dans la rhizosphère, ne se mesurent pas seulement au gain d'azote par fixation. Les différentes espèces de ce genre sont productrices de substances de croissance et interviennent directement dans la nutrition des végétaux. C'est à ce titre que l'inoculation des semis a été tentée parfois sur une vaste échelle par des préparations d'*Azotobacter*. Les phosphates naturels apportés peuvent exercer, en stimulant la multiplication de ces organismes, une action analogue et de plus longue durée, dans la mesure où leur utilisation est progressive.

Leur influence sur la nitrification est à juger du même point de vue. L'oxydation de l'ammoniac en nitrates est un des processus les plus importants pour la fertilité des sols, mais la nutrition végétale est assurée au mieux, si cette transformation est effectuée à un rythme régulier et en relation avec les stades de végétation. Dans ce but, on utilise parfois des produits destinés à éviter une nitrification trop rapide après apport d'engrais ammoniacaux. L'intérêt des phosphates naturels est de pro-

voquer une stimulation modérée mais prolongée. Nos résultats confirment ceux de FRAPS et STERGES (1939). Ces auteurs avaient constaté, en comparant l'influence sur la nitrification de différentes formes d'engrais phosphorés, l'effet positif mais relativement modéré des phosphates naturels.

De même, la demande en phosphore lors de la dégradation biologique de la cellulose a été déjà étudiée par divers auteurs. CHANG (1940), KAILA (1949), en particulier, ont montré l'influence des apports de phosphore minéral sur la vitesse de décomposition. L'addition de phosphore est souvent aussi nécessaire que celle de l'azote dans la préparation des engrais artificiels. Le compostage des pailles requiert selon KAILA (1949) des quantités particulièrement élevées de phosphore et d'azote. SIMON (1959) constate un accroissement de la consommation en azote minéral sous l'effet de phosphates solubles après enfouissement de paille dans du sable, mais n'obtient pas ce résultat dans un sol, même très carencé en anions phosphoriques. Cette expérience révèle surtout l'aptitude de la microflore cellulolytique à prélever le phosphore nécessaire à sa nutrition dans des composés inaccessibles aux végétaux. Ce fait observé sur une seule terre n'a pas nécessairement un caractère général. Nos propres résultats montrent l'influence de la nature des phosphates naturels sur la réponse des organismes cellulolytiques. Le phosphate de Floride, P. C, exerce ainsi une action très supérieure à celle des phosphates d'Afrique du Nord, pourtant plus solubles dans l'acide lactique à 2 p. 100. La stimulation de l'activité cellulolytique retentit inévitablement sur l'ensemble des phénomènes biologiques du sol. La cellulose, en effet, constituant majeur du tissu végétal, représente dans le sol la principale source de carbone organique, mais l'énergie apportée ainsi par les résidus végétaux n'est disponible pour la grande masse des espèces organotrophes qu'après intervention de la flore cellulolytique. D'autre part, la synthèse des composés humiques est liée à la dégradation des celluloses et des substances associées.

L'action des phosphates naturels apportés à un sol carencé ne doit donc pas être jugée uniquement en termes d'ions phosphoriques supplémentaires disponibles immédiatement ou à échéance pour les cultures. En même temps que leur nutrition phosphorée, la nutrition azotée des plantes se trouve stimulée et régularisée par la réactivation des fonctions essentielles de la microflore. La synthèse de substances de croissance, le renouvellement du matériel humique, contribuent pour une part à l'amélioration des conditions de végétation.

DEUXIÈME PARTIE

INTERVENTION DE LA MICROFLORE DANS LES PROCESSUS DE DISSOLUTION DES PHOSPHATES NATURELS. ÉCOLOGIE ET SYSTÉMATIQUE

CHAPITRE IV

TECHNIQUES D'ÉTUDE

L'ampleur des modifications biologiques consécutives à l'introduction de phosphates naturels dans des sols déficients en phosphore contraste avec la faible solubilité de ces composés dans les conditions habituelles du sol. L'utilisation par les micro-organismes des faibles quantités spontanément dissoutes et renouvelées peut difficilement rendre compte des faits observés. Il est donc logique d'envisager l'intervention active des agents biologiques sur les équilibres physico-chimiques qui déterminent le taux de solubilité de ces composés dans le milieu, ou dans la zone particulière située immédiatement autour des cellules ou de leurs colonies. S'il existe à ce niveau des conditions favorables à la dissolution des phosphates naturels, elles peuvent faciliter la nutrition phosphorée de l'organisme qui les a créées mais aussi des cellules voisines et éventuellement des végétaux. Or de nombreux auteurs ont isolé des bactéries ou des champignons capables de former autour de leurs colonies des zones de dissolution des phosphates tricalciques. La présence dans le sol de populations de ce type peut expliquer de façon satisfaisante les résultats exposés dans les chapitres précédents.

Dans cette deuxième partie, nous nous sommes proposée de mettre au point des méthodes de culture et d'observation macroscopique et microscopique qui permettent de distinguer de tels organismes au sein de la microflore. A l'aide des techniques ainsi définies, nous nous sommes ensuite attachée à les dénombrer en vue de préciser leur écologie et à les isoler en vue de leur étude systématique.

A — Techniques d'étude macroscopique

Le principe classique consiste à ensemencer par la microflore totale, dans la masse, un milieu gélosé non sélectif adéquat. Il a donné naissance à beaucoup de variantes. GERRETSEN (1949) réalise la précipitation d'un mélange de phosphates insolubles au sein du milieu au moment même de la préparation des plaques, en

ajoutant une solution de chlorure de calcium à un milieu salin contenant une proportion mesurée de phosphate bipotassique. Les plaques obtenues présentent une opalescence homogène et la lecture des halos de dissolution autour des colonies actives, n'offre pas de difficulté. Mais ces méthodes ont été critiquées par JOHNSTON (1951) et MOUROMTSEV (1957). D'autre part, l'hydroxy-apatite obtenue par précipitation est beaucoup plus sensible aux actions microbiennes que les minerais bruts, comme l'ont souvent constaté LOUW et WEBLEY (1959). Pour ces différentes raisons, PIKOWSKAIA (1948), MOUROMTSEV (1957), SPERBER (1957) ont préféré ajouter directement au milieu une suspension très fine de phosphate insoluble. Une meilleure dispersion du phosphate est obtenue par des artifices tels que l'usage de gomme arabique.

Différentes solutions ont été apportées au problème soulevé par la composition du milieu de base. Beaucoup d'auteurs ont employé des milieux empiriques : décoction végétale, extrait de levure, peptones. La solidification du milieu est obtenue soit par la gélose, soit par le gel de silice, suivant la méthode de WINOGRADSKY. Nous avons retenu trois formules pour la mise en évidence macroscopique, l'isolement et le dénombrement des organismes capables de dissoudre les phosphates naturels.

1. *Plaques de gélose ensemencées dans la masse*

La composition du milieu de base est la suivante : $MgSO_4$, 7 H_2O, 0,25 g ; NaCl 0,5 g ; $Fe_2(SO_4)_3$ 0,005 g ; $MnSO_4$, H_2O, 0,005 g ; NH_4NO_3 1 g ; extrait de terre 50 ml ; eau distillée : 950 ml ; gélose 12 g. Par addition de glucose ou de mannitol et d'asparagine, cette formule de base nous a permis d'étudier l'influence de la teneur en azote et en carbone sur le développement des organismes recherchés.

Le milieu gélosé, préalablement stérilisé en tubes de 22 mm à l'autoclave, est mis à fondre au bain-marie bouillant, puis ramené à 50°C. A ce moment, la microflore totale, fournie par une suspension-dilution de terre à 1 p. 1 000 est incorporée à chaque tube de milieu. Ensuite, nous ajoutons dans chaque tube du phosphate insoluble stérile (0,5 ml de suspension de phosphate à 10 p. 100 en eau distillée stérile, par tube). Le tout est alors agité et coulé en boîtes de Petri stériles. Avant la prise en masse du milieu, nous imprimons encore aux boîtes un léger mouvement de rotation, afin d'éviter la sédimentation brutale des particules de phosphate. Toutes les opérations décrites sont effectuées aseptiquement. Une certaine rapidité d'exécution est nécessaire pour obtenir des plaques satisfaisantes et, en particulier, une répartition homogène du phosphate. On incube à 28°C et l'on recherche dès le deuxième jour l'apparition de zones claires autour des colonies microbiennes.

2. *Plaques de silico-gel ensemencées par grains de terre*

La technique de WINOGRADSKY conserve sur toutes les autres l'avantage de transposer au laboratoire des conditions aussi proches que possible des conditions écologiques naturelles.

Sur un support minéral inerte, constitué par un gel de silice, les grains de terre apportent à la fois un inoculum et des principes oligo-dynamiques nécessaires au développement de beaucoup de micro-organismes. Le silico-gel est imprégné par une

solution nutritive appropriée. Nous en avons utilisé trois : la première est constituée par le milieu de base indiqué ci-dessus, la deuxième et la troisième ont les formules suivantes : glucose 0,5 g ; asparagine 0,5 g ; extrait de terre 50 ml, ou : asparagine 1 g ; eau de levure 10 ml ; extrait de terre 40 ml.

Chaque boîte de silico-gel est imprégnée de 2 à 4 millilitres de solution nutritive et d'une suspension de phosphate ajoutée à raison de 1 g par plaque, ce dernier formant un émaillage en surface. Après séchage à 50°C sous un rayonnement ultraviolet destiné à assurer la stérilité, une vingtaine de grains de terre sont déposés, régulièrement espacés, à la surface des plaques. Celles-ci sont alors incubées en atmosphère humide à 28°C.

Le développement de micro-organismes autour de certains grains entraîne la formation d'une zone claire plus ou moins étendue. Cette technique a surtout été appliquée à l'isolement des organismes capables de dissoudre les phosphates naturels.

3. *Plaques gélosées ensemencées en surface*

La technique en plaques, décrite ci-dessus, ne nous a pas donné entière satisfaction lorsqu'il s'est agi, non plus de mettre en évidence et d'isoler les bactéries dissolvant les phosphates, mais de les dénombrer dans les échantillons de terre. Nous avons cherché à mettre au point un procédé permettant une lecture plus facile et plus nette. Le principe est d'incorporer une petite quantité d'apatite stérile à un volume déterminé de suspension de sol, convenablement diluée, et d'étaler l'ensemble uniformément sur le milieu gélosé. Nous avons utilisé dans ce cas une modification du milieu, préconisé par Bunt et Rovira (1955), qui donne régulièrement les résultats de dénombrement les plus élevés. La seule difficulté de ce procédé est d'obtenir un film uniforme sur toute la boîte sans emprisonner de bulles d'air.

Nous opérons de la façon suivante : pour chaque boîte, on prélève exactement 1 millilitre de suspension-dilution de sol que l'on transfère aseptiquement dans un tube de phosphate, stérilisé à sec, comme précédemment, mais à raison de 0,2 g par tube. On obtient un mélange aussi homogène que possible en roulant le tube entre les mains avec précaution. On verse alors tout le contenu du tube sur une plaque de milieu gélosé, réparti en boîtes de Petri. Ce milieu est composé de : $MgSO_4$, 7 H_2O : 0,05 g ; $MgCl_2$, 6 H_2O : 0,1 g ; $FeCl_3$: 0,001 g ; $CaCl_2$, 2 H_2O : 0,1 g ; $(NH_4)_2SO_4$: 0,5 g ; peptone : 5 g ; extrait de levure : 0,5 g ; extrait de terre : 100 ml ; eau distillée, q.s.p. 1 000 ml ; gélose : 15 g. On ajuste le pH à 7,4 ; on porte à l'ébullition pendant 30 minutes. On filtre et on répartit en tubes de 22 mm à raison de 25 ml par tube. On stérilise à l'autoclave pendant 20 minutes à 115°C. Ce milieu est coulé en boîtes de Petri stériles au fur et à mesure des besoins, après fusion au bain-marie et addition de 0,7 ml d'une solution de glucose à 30 p. 100, stérilisée par filtration. La suspension de sol contenant l'apatite doit recouvrir toute la surface du milieu solidifié d'une couche régulière. On arrive à ce résultat en imprimant à la boîte des mouvements de bascule dans toutes les directions. Chaque boîte est ensuite incubée bien horizontale à 28°C ; après 24 heures, l'excès d'eau est généralement évaporé et les particules d'apatite adhèrent à la gélose. On peut alors poursuivre l'incubation dans un récipient à taux d'humidité convenable. Les zones de dissolution apparaissent après 48 heures et sont facilement lisibles.

B — Technique d'étude microscopique

Cette méthode a été mise au point afin de pouvoir suivre au microscope, après coloration, l'attaque et la dissolution des cristaux de phosphate par des organismes du sol. Le principe est le même que celui de la technique en plaques de gélose, mais la réalisation implique un procédé donnant des couches minces.

Ces pellicules de gélose sont préparées à partir des mêmes milieux de base que les plaques gélosées à ensemencer dans la masse (cf. p. 60). Sur des lames de microscope stérilisées à l'alcool flambé, nous étalons aseptiquement à la pipette, le mélange obtenu. L'étalement doit réaliser une couche mince, homogène. Les lames revêtues de la pellicule désirée sont incubées en chambre humide. Après séchage, fixation et coloration par l'érythrosine phéniquée, l'on peut observer quotidiennement sur des séries de lames, le développement des organismes en liaison avec le sort des cristaux de phosphate. Des microphotographies sont ainsi possibles.

CHAPITRE V

MISE EN ÉVIDENCE DE LA DISSOLUTION BIOLOGIQUE DES PHOSPHATES

Le matériel d'étude choisi se compose de phosphate de Gafsa (P. A), de la terre V et d'une terre riche de jardin, indexée J. Cette terre J n'étant pas carencée en phosphore, à l'encontre de la terre V, a été introduite dans les essais à titre de témoin.

La recherche qualitative d'organismes dissolvant les phosphates a toujours été précédée d'un enrichissement, pratiqué en maintenant la terre 8 jours à l'étuve à 28°C en présence de 5 p. 100 de phosphate insoluble et de 20 p. 100 d'eau distillée stérile.

A — Mise en évidence macroscopique

1. *Plaques de gélose ensemencées dans la masse*

Sur le milieu de base décrit page 60, de nombreuses colonies de petite taille sont visibles à l'œil nu ou à la loupe dans le sein du milieu après une incubation de une ou deux semaines. Nous n'avons cependant jamais pu observer de zones de dissolution dans de telles conditions. Par contre, l'addition d'une source de carbone et d'une source d'azote aisément assimilables permet aux colonies microbiennes d'atteindre une extension beaucoup plus grande. Dans un milieu contenant 0,5 p. 100 d'asparagine et 0,5 p. 100 de glucose et ensemencé par la terre V, parmi les nombreuses colonies développées dans la masse de la gélose, on en distingue certaines qui se présentent entourées d'une zone de dissolution du phosphate. Ces zones sont surtout nettes après 8 à 10 jours d'incubation. Elles atteignent environ 1 à 3 mm de diamètre suivant les colonies et se détachent en halo clair sur le fond uniformément piqueté des particules phosphatées. Leur observation est plus facile en lumière transmise. La présence constante d'une colonie bactérienne au centre de ces zones et la comparaison avec les boîtes témoin non ensemencées, démontrent le rôle de l'activité microbienne dans leur formation.

Les colonies bactériennes entourées de ces zones de dissolution du phosphate ont été prélevées stérilement dans la masse et repiquées sur divers milieux. Les

essais d'isolement, de conservation et d'identification, l'étude des principaux caractères des isolats seront décrits au chapitre VIII. Ce sont les souches indexées de P_2 à P_9.

L'observation des plaques de gélose précitées a été poursuivie pendant un mois. Aucune autre zone de dissolution n'est apparue après les 10 premiers jours. Les cultures sont d'ailleurs progressivement envahies par des champignons.

Dans le même milieu, ensemencé avec la terre J, des colonies bactériennes entourées d'un halo clair se développent aussi dans la masse de la gélose phosphatée. Le phénomène est identique à celui décrit ci-dessus et n'apparaît pas plus fréquemment. Après un mois d'incubation on note le même envahissement fongique.

2. *Plaques de silico-gel*

Les plaques de silico-gel en incubation à 28°C ont été observées pendant un mois.

Dans les silico-gels imprégnés seulement par le milieu de base, le développement microbien se limite à un fin liseré autour des grains de terre.

Avec la terre V, aucune zone de dissolution n'était apparue après un mois, autour des grains de terre, sur l'émaillage phosphaté .

Avec la terre J, on peut observer de très petites zones autour des colonies développées à partir de quelques grains de terre (2 à 3 grains par boîtes sur les 20 ensemencés). Ces zones apparaissant après deux à trois semaines s'étendent peu et ne dépassent jamais 1 à 2 millimètres de largeur environ. Des prélèvements ont été faits dans ces zones en vue de l'isolement et de l'étude des bactéries correspondantes. Les souches obtenues, indexées de Mj_1 à Mj_{15} seront décrites au chapitre VIII.

Contrairement à la terre V, carencée en phosphore, la terre J, lorsqu'elle est déposée en petits agrégats sur silico-gel phosphaté, amorce donc des zones de dissolution. Ce fait peut être lié soit à la présence dans la terre J d'organismes absents dans la terre V, soit à l'apport de substances nécessaires aux organismes dissolvant les phosphates par la terre J elle même. En effet, cette terre témoin est riche et le mode d'ensemencement par grains peut fournir des éléments nutritifs supplémentaires.

Par imprégnation des silico-gels avec une solution contenant du glucose et de l'asparagine, on obtient dès le deuxième ou le troisième jour d'incubation, autour des grains de terre, des colonies bactériennes mixtes bien développées.

Avec la terre V, sur l'ensemble des six boîtes, 20 à 25 p. 100 des colonies sont entourées au quatrième jour d'incubation d'une auréole de dissolution du phosphate. Après dix jours, leur proportion atteint 40 p. 100. L'aspect des colonies s'entourant d'auréoles est caractéristique. Elles ont toujours une grande extension. Elles apparaissent comme de grosses gouttes de mucus, transparentes, visqueuses, se retirant du fil de platine quand on veut les prélever. Les auréoles sont toujours très nettes, faisant totalement disparaître l'émaillage de phosphate et sa coloration brune. Ce type de colonie ne correspond pas au développement d'une espèce unique. Cependant, l'examen microscopique révèle l'existence d'un gros bacille formant souvent des amas de cellules autour des cristaux de phosphate. Cette bactérie a pu être isolée, indexée P_1 et étudiée. Sa description sera donnée au chapitre VIII avec les autres souches de même provenance et indexées de P_{10} à P_{16}.

Avec la terre J, la dissolution de l'apatite est plus lente. Il faut attendre vingt à trente jours pour voir se développer de petites zones claires autour de certains grains de terre, en moyenne trois à quatre par boîte. Trois colonies d'aspect différent ont été prélevées et les souches ainsi isolées ont été indexées Aj_1, Aj_2, et Aj_3. Les silico-gels imprégnés par une solution renfermant de l'asparagine et de l'eau de levure mais pas de glucose, n'ont pas permis à partir de la terre V le développement extensif des grosses colonies muqueuses observées dans les silico-gels glucosés. Dans cette série, aucun phénomène de dissolution n'a pu être obtenu même après un mois d'incubation. Avec la terre J, par contre, un ou deux grains par boîte se sont entourés d'une zone claire, étroite et de formation tardive. Cinq souches prélevées sur ces plaques ont été purifiées et indexées de Bj_1 à Bj_5.

B — Mise en évidence microscopique

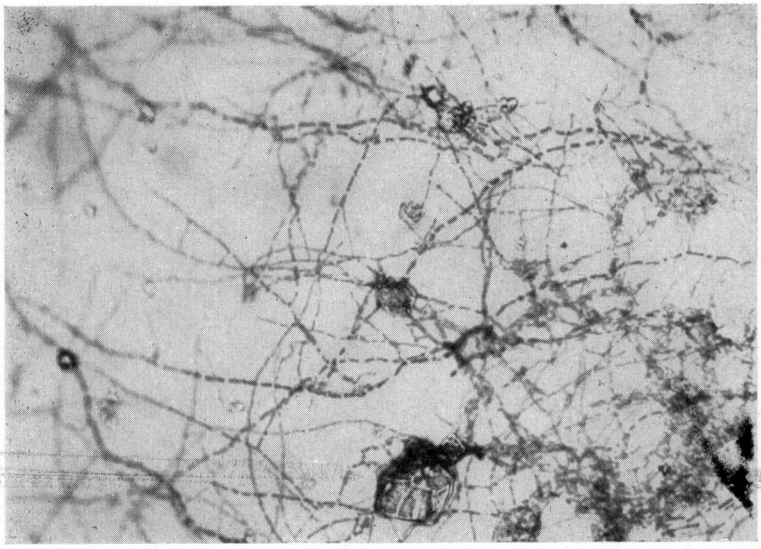
La technique des lames gélosées à l'apatite a été utilisée principalement pour mettre en évidence l'action des champignons et des actinomycètes, difficile à démontrer par les méthodes précédentes. Deux séries de vingt lames chacune sont préparées, l'une avec le milieu de base gélosé, l'autre avec le même milieu après addition de glucose et d'asparagine. Sur ces deux milieux, les colonies bactériennes sont nombreuses mais ont un développement limité. Au contraire, les actinomycètes et surtout les champignons forment un mycélium qui, après quelques jours de culture, tend à envahir une partie de la lame. Dans cette zone, on peut observer les relations entre les hyphes et les particules de phosphate.

Sur milieu de base encemencé par une suspension de la terre de jardin, des colonies d'actinomycètes et de champignons apparaissent dès le deuxième jour d'incubation et se développent ensuite. Dans la plupart des cas, leur mycélium montre une affinité marquée pour les cristaux d'apatite. Les fructifications surviennent fréquemment à proximité des cristaux. Deux formes d'actinomycètes sont particulièrement frappantes : l'une à morphologie de *Micromonospora*, l'autre de *Streptomyces*.

A partir du dixième ou du quinzième jour, l'aspect des cristaux d'apatite apparaît modifié dans les zones de développement mycélien intense. Les figures 14 et 15 présentent les images les plus habituellement observées. On peut remarquer les hyphes d'actinomycètes entourant les cristaux et formant souvent des pelotons périphériques. La figure 15 présente une image de désintégration partielle du phosphate.

A partir de la terre de jardin, sur le même milieu, la prolifération de bactéries est relativement plus intense. Les actinomycètes et les champignons ont un développement plus tardif et apparaissent seulement après 6 à 8 jours. Les images observées sont très comparables à celles décrites pour la terre V carencée en phosphore.

En milieu au glucose et à l'asparagine, inoculé par une suspension de terre V, le développement des champignons est plus intense et plus envahissant. Les mycéliums fongiques sont souvent visibles, même à l'œil nu, après 24 heures d'incubation. Leur développement ultérieur montre que ce sont principalement des *Aspergillus* et des *Penicillium*. Les colonies d'actinomycètes sont également assez nombreuses. Les modifications de l'aspect des cristaux d'apatite ne surviennent pourtant qu'entre



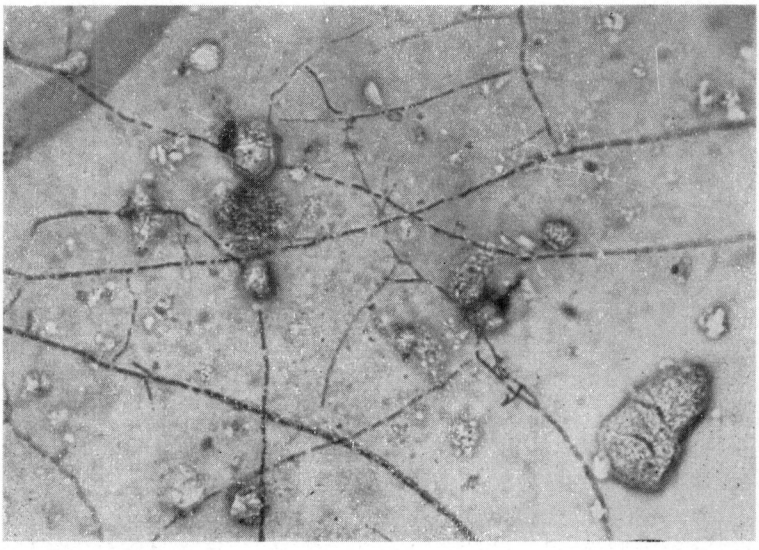
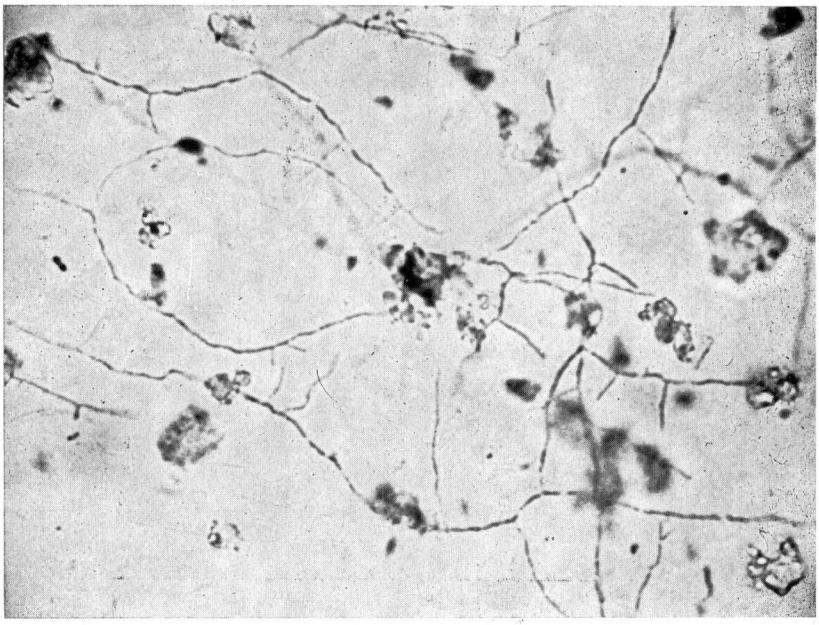


FIG. 14 et 15. — *Lames gélosées : le milieu de base est additionné de phosphate de Gafsa*
Aspect au 15e jour d'incubation



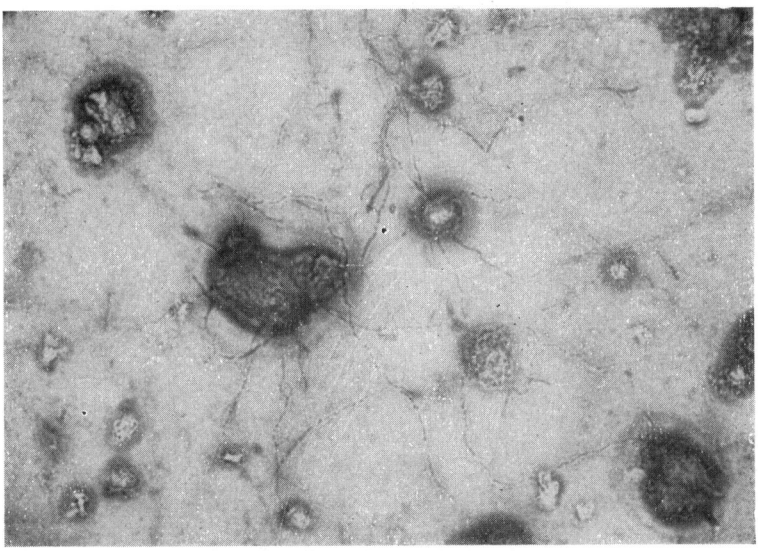


FIG. 16 et 17. — *Lames gélosées : le milieu au glucose-asparagine est additionné de phosphate de Gaſsa*
Aspect au 15e jour d'incubation

le dixième et le vingtième jour. La figure 16 illustre cette désintégration par les actinomycètes. On peut distinguer, au centre, les restes dissociés d'un cristal. La figure 17 montre la pénétration d'hyphes d'actinomycètes dans les cristaux, dont les contours deviennent flous et l'intérieur granuleux.

La terre de jardin donne des aspects tout à fait comparables à ceux de la terre carencée, en milieu au glucose et à l'asparagine.

C — Discussion

L'extrait de sol incorporé au taux de 5 p. 100 à des milieux salins gélifiés supporte le développement d'une grande variété de micro-organismes, lorsque ces milieux sont inoculés par une suspension aqueuse de sol frais. Mais ce développement est limité par la faible teneur de l'extrait en éléments nutritifs, notamment en azote et carbone organiques et en phosphore. Si l'on ajoute du glucose et de l'asparagine, la teneur en phosphore de l'extrait de sol peut devenir le facteur limitant l'extension des colonies bactériennes. Par addition de phosphate de Gafsa, on obtient donc des conditions de culture convenant bien à la révélation des organismes capables de dissoudre les phosphates et de les assimiler.

En fait, en présence de glucose, d'asparagine et d'apatite, la majorité des colonies se développent bien, sans modifier l'aspect des phosphates incorporés. D'autres dissolvent les cristaux d'apatite immédiatement en contact avec elles. Certaines s'entourent d'une auréole de dissolution débordant plus ou moins la zone d'extension de la colonie.

Dans ce dernier cas, au moins, les quantités de phosphore dissoutes sont certainement très supérieures aux besoins des bactéries en phosphore. En prélevant ces colonies entourées d'une auréole les dépassant d'au moins un millimètre, et en les repiquant, nous avons pu contrôler, après purification, qu'elles étaient toutes capables d'acidifier un milieu liquide glucosé. Toutefois, comme MOUROMTSEV (1957), SPERBER (1958), SOBIESZCZANSKI (1961), nous n'avons pas constaté de corrélation entre les dimensions de l'auréole et le degré d'acidification. Les colonies ne dissolvant les phosphates qu'à leur contact immédiat étaient formées indifféremment par des bactéries acidifiantes ou alcalinisantes, ou ne modifiant pas la réaction du milieu. Ces observations confirment l'importance de la production d'acide au cours du métabolisme du glucose dans la dissolution du phosphate sur milieu artificiel. Elles confirment aussi la valeur inégale des différents acides de fermentation. Elles montrent également les insuffisances des méthodes en milieu solide pour la révélation des organismes dissolvant les phosphates. LOUW et WEBLEY (1959) avaient déjà signalé l'absence de toute zone de dissolution autour de colonies formées par des bactéries capables d'utiliser l'apatite en milieu liquide. La présence dans nos cultures sur plaques de colonies bien développées, sans modification apparente des phosphates, montre qu'une assimilation discrète de ceux-ci ne s'accompagne pas nécessairement de la formation d'un halo. Inversement, une modification de l'aspect des cristaux d'apatite au voisinage des colonies bactériennes n'est pas liée uniquement à la production d'acides, et peut résulter du développement de bactéries alcalinisantes.

A côté de bactéries dissolvant les phosphates, il existe dans le sol des acti-

nomycètes et des champignons partageant cette fonction. GERRETSEN (1949), MOUROMTSEV (1955), SPERBER (1958) en avaient déjà signalé la présence. La démonstration de ces micro-organismes est particulièrement nette par l'examen microscopique des pellicules gélosées.

Le développement d'organismes dissolvant les phosphates a été obtenu aussi bien à partir d'une terre carencée que d'une terre normalement approvisionnée en phosphore. Leur présence dans un sol ne paraît donc pas liée à une pénurie de phosphore assimilable.

CHAPITRE VI

INFLUENCE DE QUELQUES FACTEURS ÉCOLOGIQUES SUR LA DISTRIBUTION DES BACTÉRIES DISSOLVANT LES PHOSPHATES

Par les moyens d'étude décrits dans les chapitres précédents, il est possible de mettre en évidence des micro-organismes dissolvant les phosphates naturels en terres de teneur en phosphate faible ou élevée, de pH acide, neutre ou alcalin, de composition chimique et d'utilisation agronomique variées. Il nous a paru nécessaire d'apprécier l'importance numérique de ces organismes et de préciser l'influence des facteurs écologiques sur leur proportion au sein de la population totale. Nous avons mis au point, dans ce but, une technique de dénombrement décrite page 61. L'addition de peptone et d'extrait de levure permet un bon développement des bactéries à faible pouvoir de synthèse. La présence d'une petite quantité de phosphore provenant de l'extrait n'a jamais empêché ni retardé l'apparition des zones de dissolution. Au contraire, la plus grande extension prise par les colonies, dans ces conditions, en facilitait la révélation.

A — Importance numérique des populations bactériennes prenant part à la dissolution des phosphates

Les dénombrements de bactéries et actinomycètes dissolvant chacune des cinq variétés de phosphate soumises à notre expérimentation ont été effectués sur une série d'échantillons de sols provenant de différentes régions de France : pour deux d'entre eux, des prélèvements avaient été pris parallèlement dans une parcelle traitée par engrais phosphaté et dans deux parcelles témoins n'ayant pas reçu d'apports de phosphate.

Les résultats de ces dénombrements sont présentés dans le tableau 10. Ils ont été reportés ensuite dans une série de diagrammes en vue de rechercher l'influence des facteurs suivants : pH des sols, taux des éléments fins (argile), teneur en matière organique, teneur en phosphore assimilable, nature du couvert végétal.

Le nombre de bactéries dissolvant les phosphates de Gafsa varie de 500 000 à 70 millions et représente de 1,1 à 34,3 p. 100 de la population totale.

La qualité du minerai de phosphate utilisé exerce une influence modérée sur les résultats de dénombrement. Dans l'ensemble, les minerais d'Afrique du Nord et de Floride apparaissent plus accessibles à l'action biologique que les phosphates de la péninsule de Kola, mais les différences sont relativement faibles si l'on tient

TABLEAU 10

Dénombrement dans 20 sols des bactéries dissolvant 5 variétés d'apatite

Échantillons	pH	Microflore totale en 10^6/g de terre sèche	Nombre de bactéries dissolvant les phosphates *a*) en 10^6/g de terre sèche *b*) en % de la microflore totale									
			Gafsa (A)		K. Djer (B)		Floride (C)		Kola (D_1)		Kola (D_2)	
			(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)	(*a*)	(*b*)
1	6,9	35	12	34,3	7	20,0	12	34,3	10,5	30,0	11	31,4
2	6,8	170	6	3,5	5,4	3,2	4,5	2,6	0,9	0,5	2	1,2
3	6,0	70	5	7,1	5	7,1	3	4,3	2,8	4,0	2,2	3,1
4	6,2	120	10,8	9,0	7,7	6,4	3,8	3,2	2,4	2,0	2,5	2,1
5 traité	5,0	30	1,9	6,3	1,58	5,3	1,45	4,8	1,35	4,5	1,35	4,5
5 témoin		14	1	7,1	0,6	4,3	1	7,1	0,45	3,2	0,55	3,9
5 témoin		17,5	1,1	6,3	0,8	4,6	1,2	6,8	1,2	6,8	1,1	6,3
6 traité	5,5	25	1,5	6,0	1,1	4,4	1,2	4,8	1	4,0	0,8	3,2
6 témoin		8	0,7	8,7	0,4	5,0	0,5	6,2	0,6	7,5	0,5	6,25
6 témoin		13	0,6	4,6	0,6	4,6	0,4	3,1	0,5	3,8	0,5	3,8
7	5,9	35	1,2	3,4	0,9	2,6	0,9	2,6	0,7	2,0	0,6	1,7
8	5,5	17,5	1,4	8,0	1,25	7,1	0,75	4,3	0,6	3,4	0,95	5,4
9	6,8	70	2,2	3,1	1,3	1,8	1,45	2,0	1,3	3,1	1,8	2,6
10	6,1	250	6	2,4	5,8	2,3	6,0	2,4	3,5	1,4	2,5	1,0
11	6,4	110	1,2	1,1	0,9	0,8	0,9	0,8	0,7	0,6	0,8	0,7
12	6,1	25	0,7	2,8	0,9	3,6	0,6	2,4	0,8	3,2	0,9	3,6
13	7,8	80	26	32,5	28	35,0	21	26,2	21	26,2	12	15,0
14	7,9	250	70	28,0	75	30,0	38	15,2	55	22,0	31	12,4
15	7,9	130	19	14,6	20	15,4	8	6,1	15	11,5	10,5	8,1
16	5,7	130	16,5	12,7	14,5	11,1	12,5	9,6	5,5	4,2	4,5	3,5
17	4,8	250	9	3,6	6	2,4	6	2,4	3	1,2	2,5	1,0
18	4,9	170	6,5	3,8	6,5	3,8	5,3	3,1	2,75	1,6	2,75	1,6
19	5,3	250	13,5	5,4	16,5	6,6	8	3,2	4,5	1,8	6,1	2,4
20	5,1	350	12	3,4	11	3,1	5,5	1,6	4,5	1,3	7,5	2,1

compte de l'imprécision inhérente aux méthodes de dénombrement. Nous n'avons donc considéré dans la suite que les chiffres relatifs au phosphate de Gafsa pour apprécier l'influence des facteurs écologiques.

B — Influence du pH

Les organismes dissolvant le phosphate de Gafsa ont été dénombrés dans 20 sols de pH échelonnés de 4,8 à 7,9. Dans la figure 18, le pH a été porté en abscisses et le logarithme du nombre de bactéries viables par gramme de terre en ordonnées.

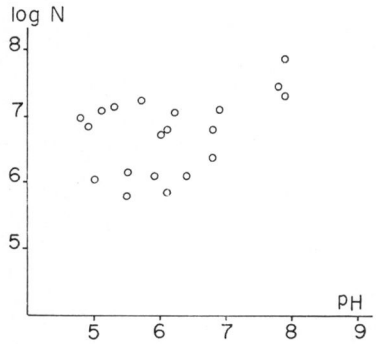


FIG. 18. — *Nombre de micro-organismes dissolvants et pH dans 20 sols*

Pour l'ensemble des 17 sols de pH inférieur à 7,0 les valeurs observées se situent indifféremment de part et d'autre du logarithme moyen de 6,58, soit 3,8 millions par gramme de terre sèche et aucune influence significative du pH ne peut être notée. Cependant les trois sols alcalins qui ont des valeurs de pH de 7,8 et 7,9, sont aussi les trois sols portant la flore la plus riche de micro-organismes dissolvant les phosphates.

C — Influence des caractères granulométriques

La proportion d'éléments fins, argile, a été évaluée dans les mêmes sols. Les valeurs obtenues sont comprises entre 10 et 70 p. 100. Sur la figure 19, où le taux d'argile est porté en abscisses, n'apparait aucune influence significative de ce taux sur le nombre de bactéries dissolvant les phosphates.

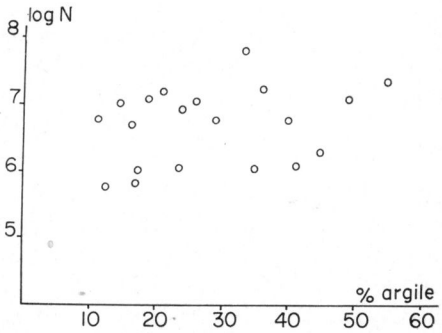


FIG. 19. — *Nombre de micro-organismes dissolvants et teneur en argile dans 20 sols*

D — Influence de la teneur en matière organique

Dans les mêmes échantillons de sol, les teneurs en matière organique ont été évaluées par perte au feu. Elles sont comprises entre 15 et 43 p. 1 000. Aucune corrélation n'est en évidence dans la figure 20, entre matière organique et nombre de bactéries dissolvant le phosphate de Gafsa.

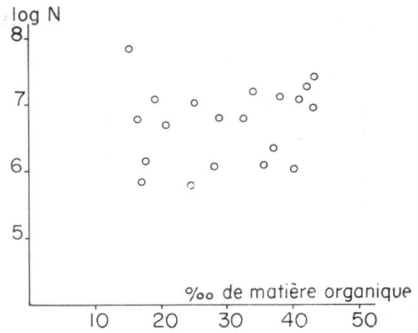


FIG. 20. — *Nombre de micro-organismes dissolvants et teneur en matière organique*

E — Influence du taux de phosphore assimilable

La teneur en phosphore assimilable des 20 sols a été estimée par extraction au lactate. Les valeurs obtenues pour 19 d'entre eux sont comprises entre 0 et 400 ppm. Un seul échantillon présentait une teneur nettement plus élevée, proche de 700 ppm.

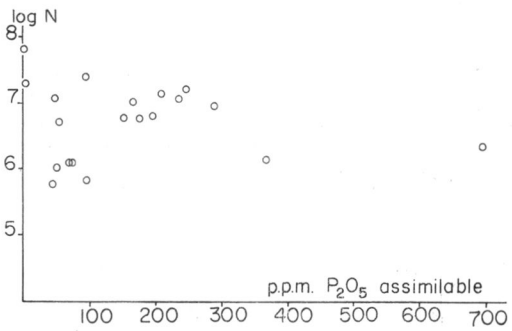


FIG. 21. — *Nombre de micro-organismes dissolvants et teneur en phosphore assimilable, extrait au lactate dans 20 sols*

Les résultats présentés dans la figure 21 confirment nos observations antérieures. Les organismes capables de dissoudre les phosphates se trouvent aussi bien dans les sols carencés que dans les sols riches en phosphore assimilable et leur nombre total n'est pas influencé par la pénurie en cet élément.

Dans deux sols où l'application de phosphate avait eu une influence positive sur le rendement des cultures, des prélèvements avaient été effectués comparati-

vement dans une parcelle traitée et dans deux parcelles témoins. Les dénombrements de micro-organismes dissolvant les phosphates dans les différentes parcelles de ces deux sols ont montré un accroissement du même ordre dans cette fraction de la population et dans la microflore totale. Il n'y a donc pas de stimulation préférentielle des organismes intervenant dans la dissolution des phosphates.

F — Influence de la nature du couvert végétal

Dans le tableau II, nous avons comparé les populations de bactéries dissolvant les phosphates dans 7 sols utilisés à des cultures de Graminées et dans 7 sols portant des cultures de Légumineuses, principalement luzerne.

TABLEAU II

Nombre de micro-organismes dissolvants et couvert végétal

Échantillons	Végétation	En 10^6/g de terre sèche	
		Dénombrement	Moyenne
2	orge	6	
3	blé	5	
4	orge	10,8	
5	blé	1,05	3,63
6	orge	0,65	
7	blé	1,2	
12	blé	0,7	
13	luzerne	26	
15	luzerne	19	
16	luzerne	16,5	
17	luzerne	9	14,64
18	luzerne	6,5	
19	luzerne	13,5	
20	luzerne	12	

Le nombre moyen d'organismes dissolvant les phosphates est 4 fois plus élevé sous culture de Légumineuses que sous culture de Graminées et cette différence est très significative.

G — Conclusions

Trois faits significatifs ressortent de cette expérimentation :

1° Tous les sols sont abondamment pourvus d'organismes capables de dissoudre les phosphates naturels, soit pour leur propre utilisation, soit en excès de celle-ci. Ces résultats confirment les observations de GERRETSEN (1949) : la substitution de minerais bruts aux phosphates précipités extemporanément dans le milieu élimine les objections faites aux expériences de cet auteur.

2° La proportion d'organismes capables de dissoudre les phosphates tricalciques au sein de la population totale varie dans une très large mesure. SPERBER (1958) la trouvait comprise entre 10 et 17 p. 100 dans les sols et entre 30 et 40 p. 100 dans la rhizosphère. MYSKOW (1959) observait des variations beaucoup plus larges entre 2 et 80 p. 100 de la microflore totale mais estimait que la plupart des espèces étaient, en fait, peu actives. Dans les sols examinés par KOBUS (1961), la proportion ne descend pas au-dessous de 10 p. 100 et atteint parfois 95 p. 100. En utilisant exclusivement des minerais bruts, nous n'avons rencontré, dans aucun des sols soumis à notre expérimentation, des proportions aussi élevées que ces deux derniers auteurs, mais l'échelle des variations reste très étendue entre 1 p. 100 et 35 p. 100. D'autre part, nos prélévements n'ont jamais été limités aux particules de sol adhérentes aux racines des espèces végétales cultivées mais étaient représentatifs de l'horizon arable dans son ensemble.

3° Le nombre des organismes aptes à dissoudre les phosphates naturels n'est pas déterminé par des facteurs édaphiques tels que pH, granulométrie, taux des matières organiques, teneur en phosphore assimilable.

Selon KOBUS (1961), la dissolution biologique serait plus active en sols sableux qu'en sols argileux. Nous ne retrouvons donc pas ces résultats. Au contraire, nous constatons, comme cet auteur, une influence manifeste de la végétation, exercée vraisemblablement par le moyen de l'effet rhizosphère déjà noté par SPERBER (1958), NOVOTNY-MIECZYNSKA et GOLEBIOWSKA (1956).

L'ensemble de ces observations, s'ajoutant à celles des auteurs précités, nous permet de concevoir la capacité de dissoudre les phosphates naturels comme une propriété largement répandue dans la population microbienne des sols. Sa distribution pourrait être due plus souvent à des facteurs contingents ou fortuits qu'à des conditions écologiques définies. Il en est de même pour beaucoup de transformations biochimiques effectuées au sein du sol non par des groupes spécifiques étroitement spécialisés mais par des éléments très divers de la microflore.

CHAPITRE VII

DÉTERMINATION SYSTÉMATIQUE DES BACTÉRIES DISSOLVANT LES PHOSPHATES

Sur les gels chargés d'apatite et inoculés par des suspensions de sol ou des grains de terre, les colonies s'entourant d'une zone de dissolution présentent rarement un aspect uniforme. Leur dimension, leur forme, leur consistance, leur évolution diffèrent assez pour permettre au simple examen macroscopique de distinguer plusieurs types. Ces caractères et les observations microscopiques pratiquées lors des repiquages, nous ont guidé dans le choix des souches soumises aux épreuves d'identification.

Dans un premier temps, toutes les colonies ayant provoqué une altération de la pellicule d'apatite sur les milieux gélifiés de premier isolement ont été prélevées et transférées sur gélose inclinée. Pour cela, chaque colonie est au préalable dissociée stérilement, dans quelques gouttes d'eau distillée, puis un peu de la suspension bactérienne ainsi obtenue est appliquée en stries à la surface de la gélose. Toutes les souches repiquées se sont développées sur gélose-extrait de terre, mais certaines assez pauvrement. Sur gélose nutritive, au contraire, toutes forment en 24 heures des colonies bien visibles à l'œil nu. Après plusieurs repiquages, la pureté des souches est contrôlée et leurs caractères macroscopiques et microscopiques sont confrontés. Lorsque plusieurs souches provenant d'une même terre, ne peuvent être différenciées ni par leur morphologie, ni par l'aspect de leur culture, une seule d'entre elles est conservée et indexée pour être inoculée en milieux différentiels.

En définitive, les caractères morphologiques et physiologiques de 39 souches ont été étudiés, en vue de préciser leur position taxonomique. Nous nous sommes limitée, pour chaque groupe, à la recherche des caractères usuellement considérés comme majeurs pour la détermination du genre et éventuellement de l'espèce.

A — Bactéries à Gram négatif

Toutes les bactéries à Gram négatif isolées sont des bacilles mobiles, non ramifiés, dépourvus de spores et d'organes de fructification. Sept proviennent de la terre V carencée en phosphore et 7 de la terre riche J. Nous les avons répartis en 3 groupes.

1° Bacilles mobiles par cils polaires, aérobies stricts, utilisant le glucose par voie oxydative directe et donnant une réaction positive avec le réactif des oxydases.

Ces caractères généraux des bacilles du genre *Pseudomonas* sont relevés dans 3 souches provenant de la terre carencée ; elles sont indexées P_8, P_9 et P_{15}. Aucune de ces 3 souches n'a produit de pigment. Elles ont une morphologie comparable : bacilles droits, à extrémités amincies, se colorant mieux que la partie centrale. Leur largeur est environ de 0,6 μ et leur longueur varie de 1 à 3 μ. Ils se présentent isolés, en paires ou en petits amas. Les cellules prélevées de culture en croissance sont douées d'une mobilité vive, en flèche. Les colonies sont blanchâtres, envahissantes, à centre lisse et à bords irréguliers. Le tableau 12 présente les résultats de quelques épreuves complémentaires. L'ensemble de ces caractères permet de classer ces bacilles parmi les *Pseudomonas* n'hydrolysant pas la gélatine, ne modifiant pas le lait, ne formant pas d'indole en eau peptonée et réduisant les nitrates en azote gazeux, dont le type est l'espèce *Pseudomonas denitrificans*.

TABLEAU 12

Bacilles à Gram négatif, à ciliature polaire, aérobies stricts, oxydase positive

	P_8	P_9	P_{15}
Uréase	—	—	—
Indole	—	—	—
Sérum coagulé	—	—	—
Gélatine	—	—	—
Lait tournesolé	—	—	—
Réduction des nitrates	N_2	NO_2^-	N_2
Citrate (SIMMONS)	+	+	+
Glucose	+	+	+
Galactose	+	+	—
Arabinose	+	+	+
Xylose	+	+	+
Lactose	—	—	—
Saccharose	—	+	—
Maltose	—	—	—
Mannitol	—	—	—
Amidon	—	—	—
Rouge de méthyle	—	—	—

Ces trois souches ne diffèrent entre elles que par des caractères mineurs : utilisation du galactose et du saccharose, réduction des nitrates traduite par l'apparition de nitrites dans les cultures de la souche P_9 et seulement par la formation de gaz en bouillon nitraté par les souches P_8 et P_{15}.

2° Bacilles mobiles par cils péritriches, donnant une réaction positive avec le réactif des oxydases.

Ce groupe est constitué par un ensemble hétérogène de six bacilles à Gram négatif, péritriches, ne pouvant pas être rattachés à la famille des *Enterobacteriaceae*. Tous, en effet, possèdent des oxydases et, en outre, quatre sont aérobies stricts, et les deux autres ne produisent d'acide à partir d'aucun glucide. Trois proviennent

de la terre de jardin, les trois autres de la terre carencée. Les principaux caractères d'identification sont donnés dans le tableau 13.

Les souches P_{10}, P_{12}, P_{16}, et Aj_1 présentent un aspect morphologique très semblable. Ce sont de fins bacilles à extrémités amincies, se colorant mieux que le centre. Leur longueur varie de 1 à 2 μ et leur largeur est d'environ 0,5 μ. La souche Bj_2 a des dimensions voisines mais une forme nettement ovalaire. La souche Bj_3 se présente sous la forme de cellules trapues et vésiculeuses d'environ 0,8 μ de large sur 1 à 2 μ de long.

TABLEAU 13

Bacilles à Gram négatif, péritriches, oxydase positive

	Aj_1	Bj_2	P_{12}	P_{16}	Bj_3	P_{10}
Uréase	—	+	+	+	—	+
Indole	—	—	—	—	—	—
Sérum coagulé	—	—	+	—	—	—
Gélatine	—	—	+	—	—	—
Lait tournesolé	Alc	Alc	+	—	—	—
Réduction des nitrates	NO_2^-	NO_2^-	NO_2^-	N_2	NO_2^-	NO_2^-
Citrate (SIMMONS)	—	—	+	—	—	+
Glucose	—	—	—	—	+	+
Galactose	—	—	—	—	—	—
Arabinose	—	—	—	—	—	+
Xylose	—	—	—	—	—	+
Lactose	—	—	—	—	—	—
Saccharose	—	—	—	—	—	—
Maltose	—	—	—	—	—	+
Mannitol	—	—	—	—	—	—
Amidon	—	—	—	—	—	—
Culture en anaérobiose	—	—	+	+	—	—

Tous ces bacilles portent des cils peu nombreux ou souvent même un seul cil prenant insertion indifféremment aux extrémités de la cellule ou sur son côté. L'aspect des colonies, l'action sur les glucides distinguent entre elles ces six souches que l'ensemble de leurs caractères permettent d'inclure dans les *Achromobacteriaceae* ou dans la famille voisine des *Rhizobiaceae*.

L'absence de pigment, l'alcalinisation du milieu de HUGH et LEIFSON, l'absence de pouvoir protéolytique, rapprochent les souches aérobies strictes Aj_1 et Bj_2 des *Alcaligenes*. Les colonies sont plates, blanchâtres, lisses. La souche Aj_1 non uréolytique présente tous les caractères d'*Alcaligenes faecalis*, Bj_2, ne s'en distingue que par l'hydrolyse de l'urée.

Les souches P_{12} et P_{16} sont également alcalinisantes en milieu glucosé mais elles peuvent se développer en anaérobiose. La première, protéolytique, uréolytique, réduit les nitrates en nitrites et utilise le citrate. Elle donne des colonies blanchâtres légèrement visqueuses. Elle doit être considérée comme une espèce mobile et gélatinolytique du genre *Achromobacter*, voisine de *Achromobacter delicatulus*.

La souche P_{16} n'a pas d'action sur la gélatine, réduit les nitrates en azote gazeux et n'utilise pas le citrate. Bien qu'elle ne produise ni acide, ni gaz en quantité

décelable à partir des glucides, cette souche utilise très bien le glucose, plusieurs autres hexoses et pentoses. En milieu liquide, la liqueur de Fehling permet d'observer la disparition des sucres réducteurs. Les colonies sur gélose inclinée sont blanchâtres, fortement muqueuses, luxuriantes. Un milieu liquide au glucose et à l'asparagine, incubé en agitation continue, devient visqueux après 2 à 3 jours. Ces caractères sont ceux de *Agrobacterium radiobacter* dont cette souche ne se distingue que par son développement facultatif en anaérobiose.

Les souches Bj_3 et P_{10} qui donnent des colonies du même type mais acidifient la première le glucose, la seconde le glucose et trois autres sucres, se rattachent également au genre *Agrobacterium*. Elles sont aérobies strictes et réduisent les nitrates en nitrites.

3° Bacilles mobiles, à riche ciliature péritriche ne possédant pas d'oxydase.

Quatre souches de ce groupe proviennent de la terre de jardin ; elles sont indexées Mj_1, Mj_2, Mj_4, Mj_{11}, une seule, indexée P_{11}, de la terre carencée en phosphore. Toutes sont anaérobies facultatives comme le montre la tableau 14, réduisent les nitrates en nitrites et fermentent les glucides. Elles présentent donc les caractères

TABLEAU 14

Bacilles à Gram négatif, péritriches, oxydase négative

	P_{11}	Mj_1	Mj_2	Mj_4	Mj_{11}
Uréase	—	—	—	—	—
Indole	—	—	—	—	—
Sérum coagulé	—	—	—	—	—
Gélatine	—	—	—	—	—
Lait tournesolé	+	+	+	—	—
Réduction des nitrates	+	+	+	+	+
Citrate (SIMMONS)	+	+	+	—	—
Glucose	+ G	+ G	+	+	+
Galactose	+	+ G	+	+	+
Arabinose	+	+ G	+	+	+
Xylose	+	+ G	+	+	+ G
Lactose	+ G	+ G	+	+	+
Saccharose	+	+ G	+	—	+
Maltose	+	+ G	+	+	+
Mannitol	+	+ G	+	+	+
Amidon	+	+	+	+	+
Rouge de méthyle	—	+	+	+	+
Culture en anaérobiose	+	+	+	+	+

généraux des *Enterobacteriaceae*. Ce sont des bacilles assez polymorphes, leur largeur est environ 0,5 μ et leur longueur varie de 1 à plusieurs μ. Ces cinq souches d'Entérobactéries fermentent le lactose en 24 heures sauf P_{11} qui acidifie le milieu lactosé plus tardivement avec production modérée de gaz. Cette souche P_{11} utilise le citrate, ne donne pas d'indole, ne possède pas d'uréase. Le test au rouge de méthyle est négatif. Ces caractères la rattachent au genre *Aerobacter*, l'absence de gélatinase à l'espèce *Aerobacter aerogenes*.

Les quatre autres souches se différencient de la précédente par l'acidification plus précoce et plus énergique des sucres. Le test au rouge de méthyle est positif. Les souches Mj_1, Mj_2 qui utilisent le citrate comme seule source de carbone peuvent être rattachées au genre *Citrobacter* (*Escherichia freundii*), les souches Mj_4 et Mj_{11} qui ne l'utilisent pas, sont à rapprocher des espèces non protéolytiques du genre *Erwinia*.

B — Bactéries à Gram positif

La plupart des bactéries à Gram positif sont capables de former des spores. Deux seulement, provenant de la terre de jardin, indexées Mj_5 et Mj_6, font exception.

Ces deux bactéries asporogènes et aérobies strictes sont des bacilles courts, mesurant 0,5 μ de largeur et de 1 à 2 μ de longueur. Elles sont mobiles par cils peu nombreux, un à quatre, à insertion indifféremment polaire ou latérale. Leurs caractères fermentaires, donnés dans le tableau 15, les rapprochent de l'espèce *Bacterium incertum* (*Brevibacterium incertum*). Elles donnent toutefois de bonnes cultures sur milieu peptoné ou sur bouillon de viande, y conservent leur mobilité tout au long de la croissance et ne peuvent donc être identifiées sans réserve à cette espèce isolée uniquement des ovaires d'un poisson.

TABLEAU 15

	Bacilles à spore sphérique déformante			*Bacilles à Gram positif non sporulés*	
	Bj_1	Mj_8		Mj_5	Mj_6
Culture en anaérobiose	—	—	Culture en anaérobiose	—	—
Réduction des nitrates	+	—	Réduction des nitrates	—	—
Uréase	—	—	Uréase	—	—
Indole	—	—	Indole	—	—
Sérum coagulé	—	—	Sérum coagulé	+	+
Gélatine	—	—	Gélatine	—	—
Gélose au lait	—	—	Lait tournesolé	—	—
Gélose à l'amidon	—	—	Gélose à l'amidon	—	—
Citrate (SIMMONS)	+	—	Citrate (SIMMONS)	+	+
Glucose	—	—	Glucose	+	+
Arabinose	—	—	Arabinose	—	—
Xylose	—	—	Xylose	—	—
Lactose	—	—	Lactose	—	—
Mannitol	—	—	Mannitol	—	—

Les 24 souches sporogènes sont aérobies strictes ou anaérobies facultatives et doivent donc être classées dans le genre *Bacillus*. La taxonomie de ce genre repose en premier lieu sur la forme et la position de la spore. Trois groupes sont distingués :

1. *Spore ovoïde non déformante, à paroi mince*

a) Les souches P_1 et P_3, provenant de la terre carencée en phosphore, Mj_7, Mj_{14}, Aj_3, provenant de la terre de jardin, sont de gros bacilles dont la largeur dépasse 1 μ ; leur longueur moyenne est de 2 à 3 μ. Ces bacilles ont leurs extrémités arrondies

et se rencontrent soit isolés, soit en courte chaîne. Ils présentent fréquement des inclusions de forme et d'aspect divers. Leurs spores ovales sont centrales ou subterminales. Leurs principaux caractères d'identification sont donnés dans le tableau 16.

TABLEAU 16

Bacilles à spore ovoïde, non déformante, à paroi mince

	P_1	P_3	Mj_7	Mj_{14}	Aj_3	Aj_2	Mj_3	Mj_{10}
Culture en anaérobiose	—	—	—	—	+	+	—	—
Réduction des nitrates	—	—	—	—	+	—	+	+
Lécithinase	—	—	—	—	+	—	—	—
Uréase	—	—	—	—	+	+	—	—
Indole	—	—	—	—	—	—	—	+
Sérum coagulé	+	—	+	—	—	—	+	+
Gélatine	+	+	+	+	+	—	+	+
Gélose au lait	+	+	+	+	+	—	+	+
Gélose à l'amidon	+	+	+	+	+	+	+	+
Citrate (SIMMONS)	+	+	+	+	—	—	—	—
Glucose	+	+	+	+	+	+	+	+
Arabinose	+	+	+	+	—	+	+	+
Xylose	+	+	+	+	—	+	+	+
Lactose	+	+	—	+	—	+	+	+
Mannitol	+	+	+	+	+	+	+	—

Les quatre premières souches sont aérobies strictes, mobiles par cils péritriches. Les colonies sur gélose nutritive sont bien développées, blanc crémeux, luisantes, bombées, à bords frangés. Jointes aux caractères précités, la fermentation du xylose, de l'arabinose, du mannitol, l'hydrolyse de l'amidon, de la gélatine, l'absence de réduction des nitrates, identifient ces souches à *Bacillus megaterium*.

La souche Aj_3 se distingue des précédentes par son type respiratoire anaérobie facultatif, par la présence d'une uréase et d'une lécithinase et par la réduction des nitrates. Elle doit être identifiée à *Bacillus cereus* malgré la fermentation du mannitol.

b) Les souches Aj_2, Mj_3 et Mj_{10} sont des bacilles plus étroits, mesurant environ 0,8 μ de large et de 2 à 3 μ de long. Elles sont mobiles par cils péritriches. Leurs caractères d'identification sont rassemblés dans le tableau 16. La première est anaérobie facultative, présente des spores subterminales à paroi mince, qui le plus souvent ne déforment pas le corps bacillaire ; certaines cellules toutefois se trouvent modérément enflées. Le type respiratoire, l'absence de pouvoir protéolytique et de réduction des nitrates, l'utilisation de l'amidon et l'absence d'utilisation du citrate rapprochent cette souche dépourvue de lécithinase de *Bacillus coagulans*. Toutefois, la présence d'une uréase la distingue de cette espèce.

Les souches Mj_3 et Mj_{10} sont aérobies strictes, réduisent les nitrates, hydrolysent la gélatine et la caséine. Elles présentent l'ensemble des caractères de *Bacillus subtilis* et se développent sur gélose nutritive inclinée avec un aspect rugueux ; la seconde est une variété indologène.

2. *Spore ovale déformante, à paroi épaisse*

La majorité des *Bacillus* isolés dans les deux terres étudiées entrent dans ce groupe. Les caractères d'identification, présentés dans le tableau 17, ne sont entièrement superposables avec ceux d'aucune espèce précédemment décrite. Cinq d'entre eux peuvent néanmoins être rapprochés de l'espèce *Bacillus brevis*, deux de l'espèce *Bacillus laterosporus* et un de l'espèce *Bacillus circulans*. Les cinq autres ont des caractères intermédiaires entre plusieurs espèces connues.

TABLEAU 17

Bacilles à spore ovale déformante à paroi épaisse

	P_2	Bj_4	Bj_5	Mj_{13}	Mj_9	P_{13}	P_{14}	Mj_{12}	P_4	P_5	P_6	P_7	Mj_{15}
Culture en anaérobiose	—	—	—	—	—	+	+	+	—	—	—	—	—
Réduction des nitrates	+	—	—	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Uréase	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Indole	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Sérum coagulé	—	—	+	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
Gélatine	+	+	+	+	+	—	—	—	—	—	—	—	—
Gélose au lait	+	+	+	—	—	—	—	—	—	—	+	—	+
Gélose à l'amidon	—	—	—	—	—	—	—	+	+	—	—	+	—
Citrate (SIMMONS)	—	—	+	—	—	—	+	—	—	+	—	—	—
Glucose	+	—	—	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Arabinose	+	—	—	—	+	—	—	+	+	+	+	+	+
Xylose	+	—	—	—	—	—	—	+	+	—	—	+	—
Lactose	—	—	—	—	—	—	—	+	+	—	—	—	—
Mannitol	—	—	—	—	—	—	—	+	+	+	+	+	+

a) Les souches P_2, Bj_4, Bj_5, Mj_9 et Mj_{13} sont des bacilles de 0,6 à 0,8 μ de large et 2 à 3 μ de long, à spore subterminale, mobiles au moins en culture jeune, aérobies stricts. Ce dernier caractère et l'absence d'hydrolyse de l'amidon suffisent dans ce groupe à les rapprocher de *Bacillus brevis*, dont ils possèdent également le pouvoir protéolytique.

b) Les souches P_{13} et P_{14}, ont une morphologie très voisine. Toutefois la spore est observée le plus souvent dans la partie médiane de la bactérie mais décentrée par rapport à son axe. Cette particularité rapproche ces bacilles mobiles et anaérobies facultatifs de l'espèce *Bacillus laterosporus* dont ils ne possèdent pas le pouvoir gélatinolytique.

c) La souche Mj_{12} se présente comme un bacille plus trapu, ne dépassant pas 2 μ de long pour une largeur de 0,8 μ. La spore est subterminale. La mobilité est vive, la croissance est possible en anaérobiose. L'ensemble des caractères d'identification l'apparente à *Bacillus circulans*.

d) Les souches P_4, P_5, P_6, P_7 et Mj_{15} apparaissent comme des bacilles à spore ovale déformante, aérobies stricts, réduisant les nitrates en nitrites mais ne liquéfiant pas la gélatine. Leurs caractères ne permettent de les identifier à aucune des espèces connues de ce groupe de *Bacillus*.

3. *Spore sphérique déformante*

Les souches Bj_1 et Mj_8 de bacilles courts ne dépassant pas 2 μ de long, à spore subterminale, vivement mobiles, aérobies stricts, dépourvus de pouvoirs glucidolytique et protéolytique, peuvent être identifiées à *Bacillus sphaericus*.

C — Discussion

L'étude d'une quarantaine de souches bactériennes capables de dissoudre le phosphate de Gafsa fait surtout ressortir la diversité des formes de micro-organismes doués de cette propriété. On rencontre parmi elles des bacilles à Gram positif et à Gram négatif, sporulés et non sporulés, certains fermentent énergiquement les sucres, d'autres sont sans action sur eux. Les caractères morphologiques et physiologiques de ces bacilles les répartissent dans 9 genres différents d'Eubactéries, parmi les plus communs dans le sol (tabl. 18). Nous n'avons pas eu en vue de comparer la fréquence relative de ces genres. Un nombre beaucoup plus important d'isolats aurait été nécessaire pour ce propos.

TABLEAU 18

Position taxonomique des 39 souches bactériennes étudiées

	Familles	Genres	Nombre d'isolats et espèces reconnues
Bactéries à Gram négatif	Pseudomonadaceae	*Pseudomonas*	3 (*Ps.denitrificans*)
	Achromobacteriaceae	*Alcaligenes*	2 (dont 1 *A. faecalis*)
		Achromobacter	1 (*A. delicatulus*)
	Rhizobiaceae	*Agrobacterium*	3 (dont 1 *A. radiobacter*)
	Enterobacteriaceae	*Aerobacter*	1 (*A. aerogenes*)
		Escherichia	2 (*E. freundii*)
		Erwinia	2
Bactéries à Gram positif	Brevibacteriaceae	*Brevibacterium*	2
	Bacillaceae	*Bacillus*	23 dont 4 *B. megaterium* 1 *B. cereus* 1 *B. coagulans* 2 *B. subtilis* 5 *B. brevis* 2 *B. laterosporus* 1 *B. circulans* 2 *B. sphaericus*

Parmi tous ces organismes, les Entérobactéries et quelques-uns des *Bacillus* sont seuls capables de produire d'assez grandes quantités d'acides pour modifier les conditions locales de pH. D'autres souches de *Bacillus*, les *Pseudomonas*, les *Agrobacterium* oxydent le glucose sans acidification marquée mais en produisant du gaz

carbonique ou des corps intermédiaires, comme l'acide 2-cétogluconique et l'acide gluconique. Ces corps ne s'accumulent pas dans le milieu mais ils peuvent, dans le micro-environnement des cellules en activité métabolique, faciliter, autant par chélation que par acidification, l'assimilation des ions phosphates à partir de sources très faiblement solubles. Le pouvoir chélateur de ces acides vis-à-vis du calcium a déjà été signalé. D'autres systèmes chélateurs peuvent être produits par les bactéries qui n'utilisent nullement le glucose.

Si l'on se réfère à la liste des espèces bactériennes dont les propriétés dissolvantes avaient été reconnues déjà par divers auteurs, on y retrouve une grande partie des organismes que nous avons nous-même rencontrés mais aussi d'autres genres comme *Arthrobacter*, *Corynebacterium*. Louw et Webley (1959) notamment, attribuent à ces derniers un rôle prépondérant dans la dissolution des phosphates naturels. Mais *Pseudonomas*, *Bacillus* et diverses Entérobactéries sont aussi très souvent cités, en particulier par Drewes (1928), Nesterova et Berezova (1956), Laslo et Pop (1957), Ilialetdinov (1957), Sperber (1957), Gak (1959).

L'action sur les phosphates ne peut donc être reliée à des propriétés physiologiques spécifiques d'un groupe particulier de bactéries. D'ailleurs, la distinction entre souches capables et incapables de dissoudre les phosphates naturels est conventionnelle. Sur plaques de milieu gélosé où le seul phosphore apporté est sous forme d'apatite, nous avons vu de nombreuses colonies atteindre un développement qui implique l'utilisation de cette source de phosphore. Les halos de dissolution reflètent seulement le seuil d'activité requis par la méthode d'observation.

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 27, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles séparées seront utilisées pour les références bibliographiques les tableaux, les légendes des figures et graphiques, etc.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire :* il ne devra pas comporter d'abréviations ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs,* précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; — *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement,* dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :

a) *sommaire :* résumé suffisamment précis pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction,* dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé,* en donnant, sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats,* à présenter de la manière la plus brève possible ; e) *discussion et conclusion* ; f) *résumé* destiné à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour les collaborations, les fonds, les dons... ; h) *références bibliographiques.*

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français très *complet* placé en tête de l'article. Les figures, graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc.) l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : (DUPONT et DUVAL-1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de : et *al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatre langues mentionnées) ; le titre du périodique en abrégé, selon la World List of Scientific Periodicals, ou le Bulletin Signalétique du C. N. R. S. ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera en plus le nom de l'auteur du chapitre cité, le nom des rédacteurs principaux, précédé de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention de « communications personnelles » ou « données non publiées » etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d' « Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponibles est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant diposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit.

Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur feuille séparée, et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés *à l'état de projets,* leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5, *soit* × 0,25.

Il est rappelé que le format utile des Annales est : 19 × 12,5 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées.

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur feuilles séparées et porter les numéros des figures.

Correction des épreuves : les auteurs recevront deux épreuves à corriger. Les corrections « d'auteur » ne sont autorisées que sur le premier jeu d'épreuves.

Envoi du manuscrit : M. HÉNIN, Centre national de Recherches agronomiques, 78 - Versailles France. On demande deux exemplaires.

ANNALES
AGRONOMIQUES

VOLUME 17 1966 NUMÉRO 5

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE
149, rue de Grenelle - PARIS-7e

Ann. Agron., 1966, **17**, (5), 479-528.

CONTRIBUTION A L'ÉTUDE DES INTERACTIONS ENTRE PHOSPHATES NATURELS ET MICROFLORE DU SOL (1)

TROISIÈME PARTIE

Andrée TARDIEUX-ROCHE

Laboratoire de Microbiologie du sol,
Institut Pasteur, 25 rue du Dr. Roux, 75 - Paris 15e

(1) Thèse de Doctorat ès Sciences naturelles soutenue le 16 juin 1966 à la Faculté des Sciences de l'Université de Paris.

Ann. agron., 1966, **17** (5), 481-528.

TROISIÈME PARTIE (2)

TRANSFORMATIONS DES PHOSPHATES NATURELS SOUS L'ACTION DE BACTÉRIES EN CULTURE PURE

CHAPITRE VIII

TECHNIQUES D'ANALYSE

A — Dosages de phosphore

1. *Orthophosphate*

Au cours de toutes nos recherches, les teneurs en phosphore ont été déterminées par des méthodes de dosage colorimétrique, utilisant la réduction du complexe phospho-molybdique. Parmi les nombreuses substances réductrices proposées dans la littérature, nous avons retenu le chlorhydrate de 2-4 diamino-phénol (amidol) et le sulfate de *p*-méthyl-amino-phénol (rhodol), l'un et l'autre en présence de sulfite, selon les techniques respectives d'ALLEN (1940) et de DELSAL (1958). Nous avons employé de préférence cette dernière pour estimer l'orthophosphate en présence d'autres composés phosphorés et dans une échelle de concentrations comprises entre 10 et 50 µg de P_2O_5 par millilitre. Les dosages d'orthophosphate dans les fractions soumises à minéralisation préalable ont été effectués par la technique d'ALLEN qui permet un dosage précis entre 25 et 250 µg de P_2O_5 par millilitre.

2. *Polyphosphates*

Les polyphosphates ont été estimés le plus souvent après précipitation barytique ; le précipité est repris en acide sulfurique normal, hydrolysé en orthophosphate à 100°C pendant 20 minutes. Après refroidissement, on élimine le sulfate de baryum insoluble et on dose suivant ALLEN.

3. *Phosphore total*

Le phosphore total a toujours été évalué par la méthode d'ALLEN après minéralisation en présence d'acide perchlorique. Le chauffage peut entraîner la formation

(2) Les première et deuxième parties ont été publiées dans le n° 4, 1966, des Annales agronomiques.

de pyrophosphate qu'il est nécessaire d'hydrolyser ensuite en orthophosphate. On ajoute donc un peu d'eau distillée et on porte au bain-marie à 100 C° pendant 30 minutes.

4. *Acides nucléiques*

Les acides ribonucléiques ont été dosés en estimant le ribose par la méthode de MEJBAUM (1939) à l'orcinol. Ce dosage a toujours été pratiqué sur des fractions préalablement soumises à l'hydrolyse alcaline, suivie d'une précipitation acide. Ces fractions contenaient fréquemment, outre les ribonucléotides, des composés phosphorés, notamment des phosphates condensés. Le phosphore nucléotidique ne pouvant être dosé directement, nous l'avons estimé par référence à une courbe étalon obtenue avec un acide ribonucléique de levure dont les teneurs étaient exprimées en phosphore.

Le phosphore des acides désoxyribonucléiques a été apprécié dans des conditions analogues mais en appliquant la technique de DISCHE (1930) à la diphénylamine, aux fractions précipitées par le mélange acide chlorhydrique-acide trichloracétique, après digestion alcaline.

B — Techniques cytochimiques

La préparation des frottis en vue de l'étude cytochimique demande un soin particulier en raison de la présence de cristaux d'apatite. En vue de déposer ceux-ci, 5 millilitres de culture étaient centrifugés à faible vitesse. Seuls restent en suspension les bactéries et les cristaux les plus fins. Le surnageant est décanté et centrifugé à nouveau à froid. Le culot est repris en eau et l'on répète les opérations une deuxième fois. La suspension de bactéries lavées sert à préparer des frottis qui sont fixés à l'état humide par des vapeurs d'acide osmique. Les uns sont colorés par la technique d'ALBERT (1921) pour la recherche des corpuscules métachromatiques ou par le bleu de toluidine selon MEYER (1904) : application d'une solution de bleu de toluidine à 1 p. 1 000, suivie d'une différenciation ménagée par l'acide sulfurique à 1 p. 100 ; les autres subissent une imprégnation au plomb dans les conditions définies par EBEL et *al.* (1958) : immersion dans une solution de nitrate de plomb à 10 p. 100 ajustée à pH 3,5 par un tampon acide acétique-acétate, puis lavages répétés à l'eau et immersion dans une solution de sulfure d'ammonium à 20 p. 100. Après lavages, on peut recolorer légèrement les cellules par une solution diluée de fuchsine. En se plaçant strictement dans ces conditions, les quelques particules d'apatite qui restent sur les frottis ne gênent pas l'observation des formations de polyphosphates apparaissant en noir.

C — Techniques d'extraction en vue des caractérisations qualitatives

Les cellules microbiennes soumises aux solutions d'extraction ont toujours été déshydratées préalablement par l'acétone. Les modifications de la perméabilité cellulaire entraînées par cette opération facilitent le passage en solution des constituants cellulaires recherchés. La technique classique de WIAME (1949) pour l'extraction des phosphates condensés permet de les diviser en deux fractions : polyphosphates acido-solubles, extraits d'abord par l'acide trichloracétique à 5 p. 100 à 4°C, et

polyphosphates acido-insolubles extraits ensuite sur le résidu par la soude normale à la température du laboratoire. Nous avons préparé ces deux extraits dans les conditions décrites par WIAME, mais nous avons souvent constaté l'apparition de quantités très importantes d'orthophosphate provenant de l'apatite encore présente dans nos préparations bactériennes et dissoutes par le traitement acide. Cela nous a conduite à effectuer, outre le traitement classique, une extraction alcaline sans action préalable d'acide, soit par le carbonate de sodium 0,5 M à pH 10,0, soit par le bicarbonate de sodium 0,5 M à pH 8,6.

La poudre acétonique est mise en suspension dans ces solutions alcalines pendant 12 heures à la température du laboratoire. Toutes les extractions acides ou alcalines ont été réalisées sous un volume de solution correspondant à 10 fois le poids sec de bactéries. Les extraits ont toujours été aussitôt neutralisés après leur préparation, soit par l'ammoniaque, soit par l'acide chlorhydrique.

D — Techniques de caractérisation des polyphosphates

1. *Précipitation barytique*

La plupart des composés phosphorés rencontrés dans les cellules sont précipités par les sels de baryum à pH neutre ou alcalin, mais non à pH acide ; par contre, les polyphosphates de baryum sont insolubles en milieu faiblement acide et WIAME (1949) a utilisé cette propriété pour leur séparation en opérant à pH 4,1-4,5. EBEL (1952) a montré la possibilité de séparer les polyphosphates de courte et longue chaîne, en effectuant la précipitation barytique à des pH de valeur différente ; à pH 2,0, seuls les hauts polymères précipitent ; à pH 4,5, tous les polyphosphates sont précipités à partir du pyrophosphate. Nous avons obtenu la précipitation des phosphates condensés de nos extraits dans les conditions définies par EBEL (1952).

Les extraits sont d'abord ajustés à pH 2,0 par un volume égal d'un tampon acide chlorhydrique-chlorure de potassium. On introduit ensuite un excès d'une solution saturée de chlorure de baryum. Toutes les opérations se font au froid. Le précipité est recueilli par centrifugation, après 12 heures. Le surnageant est ajusté à pH 4,5 par soude décinormale et tampon acide acétique-acétate de sodium. L'apparition d'un précipité traduit alors la présence de polyphosphates de courte chaîne.

Les précipités sont ensuite dissous à froid dans l'acide sulfurique 2 N, le sulfate de baryum est éliminé par centrifugation et les polyphosphates sont recherchés par analyse chromatographique des surnageants neutralisés et éventuellement concentrés.

2. *Chromatographie*

Les polyphosphates ont été caractérisés par chromatographie ascendante avec le solvant acide de composition suivante :

Isopropanol	70 ml
Acide trichloracétique	4 g
Ammoniaque 22°B	0,4 ml
Eau bidistillée	30 ml

dans les conditions décrites par EBEL (1953-1954).

L'analyse chromatographique a été effectuée soit directement sur les solutions d'extractions précédentes, soit après précipitation barytique des polyphosphates. Après développement, les chromatogrammes sont séchés à l'air en évitant tout échauffement de nature à dégrader les polyphosphates. La révélation des taches a été obtenue suivant la technique de HANES et ISHERWOOD (1949) en formant un phosphomolybdate que l'on réduit après séchage en bleu de molybdène par le sulfure d'hydrogène.

Cette analyse chromatographique a été réalisée soit sur les extraits bruts passés sur charbon activé, soit après précipitation barytique et remise en solution des polyphosphates.

E — Techniques de fractionnement des constituants cellulaires phosphorés

Le fractionnement des constituants phosphorés des broyats cellulaires a été conduit en suivant les grandes lignes de la technique de SCHMIDT et THANNHAUSER (1945) et des adaptations qu'elles ont inspiré, en particulier à JUNI *et al.* (1948).

Les débris cellulaires et les cristaux résiduels d'apatite ont toujours été éliminés par centrifugation préalable à froid à 30 000 *g*. La séparation des composés acido-solubles et acido-insolubles a été obtenue par traitement à l'acide perchlorique, ajouté à froid à l'extrait jusqu'à la concentration de 2 p. 100. Après 3 heures à + 2°C, le précipité est séparé à 6 000 g, le surnageant contient le phosphore acido-soluble ; le précipité est lavé, délipidé par une première extraction à froid dans l'alcool à 95 p. 100 suivie de 3 extractions successives de 3 minutes chacune par le mélange éther-alcool 3/1 à 68-70°C, puis lavé à l'éther et séché. La poudre délipidée est soumise ensuite à une digestion alcaline en soude normale à 37°C. Après 18 heures la dissolution est presque totale. On centrifuge à 25 000 *g*. On écarte le résidu et l'on pratique sur le digestat neutralisé par l'acide chlorhydrique, une précipitation par l'acide perchlorique à la concentration finale de 2 p. 100. On sépare ainsi les ribonucléotides des acides désoxyribonucléiques, respectés par la digestion alcaline.

CHAPITRE IX

PARTAGE DU PHOSPHORE APRÈS ACTION SUR L'APATITE DE CULTURES PURES BACTÉRIENNES

Les expériences relatées dans les chapitres précédents nous ont conduite à la mise en évidence dans le sol d'organismes participant activement à la dissolution des phosphates naturels. Nous avons montré que l'une des techniques utilisées permettait d'apprécier la richesse d'une terre en bactéries douées de cette propriété. D'un autre côté, l'isolement de celles-ci a pu être obtenu de diverses manières. Par contre, aucune des techniques de culture en milieu gélosé n'apporte une mesure de l'activité dissolvante de chaque souche isolée. L'étendue des zones de dissolution qui aurait pu servir de critère quantitatif ne varie pas dans des proportions suffisantes pour fournir une estimation valable. Il arrive même que la disparition du phosphate se trouve limitée à la zone d'extension de la colonie, comme si, pour les germes en cause, la dissolution nécessitait un contact intime entre la bactérie et le cristal.

Les milieux gélosés sont donc impropres à fournir une indication quelconque sur l'importance quantitative de la dissolution biologique. Il est possible, au contraire, en milieu liquide agité, d'estimer la proportion de l'apatite introduite qui passe soit en solution, soit dans les cellules de bactéries proliférant en culture pure. Le partage du phosphore en fin d'incubation entre le précipité minéral, la phase liquide et la substance cellulaire donne à la fois une mesure de l'activité de dissolution des souches isolées et une indication sur leur mode d'action et sur les changements d'état physique et chimique subis en conséquence par le phosphore. Comme pour toutes les fonctions de la microflore les valeurs obtenues dans les conditions de laboratoire ne reflètent pas obligatoirement l'activité réelle dans le sol, mais représentent plus exactement l'activité potentielle.

A — Conditions expérimentales

Nous avons utilisé dans cette étude un choix de souches bactériennes dont l'action sur l'apatite soit sujette à peu de variations dues à des facteurs non contrôlés. Les unes formaient une certaine quantité d'acides, les autres ne modifiaient pas la réaction du milieu ou même l'alcalinisaient. La comparaison entre ces deux lots nous a paru nécessaire en raison du rôle souvent attribué à l'acidification dans la dissolution des phosphates naturels sous l'influence de facteurs biologiques. L'essai de divers milieux liquides nous a montré la possibilité de la croissance de ces bactéries

sans autre phosphore que celui de l'apatite. Nous nous sommes arrêtée à la formule suivante : $MgSO_4$, 7 H_2O : 0,25 g ; NaCl : 0,5 g ; $Fe_2(SO_4)_3$: 0,005 g ; $MnSO_4$, 4 H_2O : 0,005 g ; NH_4NO_3 : 1 g ; asparagine 1 g ; eau du robinet qsp 1 000 ml. On vérifie le pH qui doit être voisin de 7,2 ; on porte à ébullition. Après refroidissement, on filtre et on répartit en fioles suivant les besoins de l'expérience. On stérilise à l'autoclave à 115°C pendant 20 minutes. Au moment de l'emploi, on ajoute stérilement par 100 millilitres de milieu, 3 millilitres d'une solution de glucose à 30 p. 100, stérilisée à part par filtration. Ce milieu présente l'avantage d'être incolore et se prête parfaitement aux divers dosages colorimétriques du phosphore.

Nous avons utilisé dans cette expérimentation le phosphate de Gafsa. C'est, en effet, sur cette qualité d'apatite que nous possédons le plus de données et que les différentes souches ont été isolées, puis éprouvées. La solubilité de ce phosphate dans l'eau ne pouvant être ici négligée *a priori*, nous avons toujours joint aux diverses séries d'expériences, des séries témoin dans lesquelles le phosphate était mis en présence du milieu de culture non ensemencé.

Le protocole expérimental est le suivant : dans des fioles de Fernbach de 1 litre renfermant 0,3 g de phosphate stérilisé à l'autoclave, on introduit aseptiquement 100 millilitres de milieu glucosé. Pour chaque souche on ensemence 3 fioles par une suspension bactérienne provenant d'une culture fraîchement repiquée. L'inoculum est constitué par 5 millilitres d'une suspension de densité optique 1,4 pour un trajet de 1 cm à 7 000 Å. Les fioles sont mises en incubation à 28°C sur un agitateur mécanique.

Après 15 jours toutes les cultures sont centrifugées. Les volumes des surnageants sont mesurés et l'on prélève des parties aliquotes pour rechercher le phosphore soluble suivant la technique d'Egner. Le culot, repris dans 15 millilitres d'eau distillée, est soumis aux vibrations d'un appareil générateur d'ultrasons. On a préalablement déterminé pour chaque souche le temps suffisant pour qu'un examen microscopique ne décèle plus de bactéries entières. Ce temps varie de 10 à 30 minutes pendant lesquelles on évite tout échauffement ; on centrifuge à 6 000 tours par minute. Le phosphore primitivement contenu dans les corps bactériens est dosé sur le surnageant après attaque perchlorique suivant la technique d'Allen.

Le phosphore se trouvant encore insoluble en fin d'expérience, est dosé après attaque sulfo-nitrique du culot en appliquant la technique d'Allen à des parties aliquotes convenables.

Trois fioles témoins non ensemencées sont incubées dans les mêmes conditions et soumises aux mêmes traitements et aux mêmes analyses afin de vérifier les quantités de phosphore dissoutes spontanément par l'agitation ou le traitement ultrasonique.

B — Résultats

Le tableau 19 rassemble les résultats obtenus pour chaque souche dans les trois fioles d'expériences ainsi que dans les fioles témoins.

Les quantités de phosphore dosées dans chaque fraction sont exprimées en pourcentage du phosphore retrouvé. En effet, l'abondante production de mucus par une partie des souches éprouvées entraînait des pertes de phosphore non négligeables au cours des manipulations et il n'était pas possible pour les cultures correspondantes

TABLEAU 19

Partage du phosphore d'une apatite de Gafsa après développement en culture pure de différentes souches bactériennes

(Quantités de phosphore exprimées en p. 100 du phosphore total retrouvé)

Indexation des souches		pH	P du surnageant (P solubilisé) %	P libéré par U. S. %	P non solubilisé %
Souches azidifiantes					
	Témoin	7,2	0,04	0,03	99,9
	Témoin	7,3	0,04	0,02	99,9
Aj_3	1	4,5	20	8,9	71,1
	2	4,4	22,3	4,9	72,7
	3	4,4	19,6	9,4	70,9
	Témoin	7,35	0,04	0,03	99,9
	Témoin	7,3	0,04	0,02	99,9
P_3	1	4,15	23,1	0,38	76,5
	2	4,05	23,5	0,48	76,0
	3	4,05	25,4	0,39	74,2
	Témoin	7,3	0,06	0,07	99,9
	Témoin	7,4	0,17	0,08	99,7
Mj_4	1	4,6	4,9	0,3	94,8
	2	4,6	4,5	0,3	95,2
	3	4,5	5,1	0,3	94,5
	Témoin	7,25	0	0,02	99,9
	Témoin	7,4	0,01	0,03	99,9
Mj_{11}	1	4,9	5,7	1,7	92,5
	2	4,5	13,1	0,2	86,6
	3	4,45	13,0	0,2	86,8
Souches alcalinisantes					
	Témoin	7,3	0,02	0,07	99,9
	Témoin	7,4	0,03	0,02	99,9
Bj_5	1	8,3	0,12	0,25	99,6
	2	8,2	0	0,48	99,5
	3	8,2	0	0,65	99,3
	Témoin	7,2	0,04	0,03	99,9
	Témoin	7,35	0,03	0,04	99,9
P_{16}	1	8,5	1,1	5,4	93,5
	2	8,55	1,1	5,0	93,9
	3	8,45	1,1	5,6	93,3
	Témoin	7,4	0,05	0	99,9
	Témoin	7,4	0,02	0,01	99,9
Mj_8	1	8,45	0,05	0,3	99,6
	2	8,45	0,01	0,71	99,2
	3	8,5	0	0,36	99,6

d'établir un bilan global exact des transformations du phosphate. Les proportions relatives des quantités de phosphore retrouvées dans les trois fractions considérées se prêtent cependant à une comparaison valable de l'action des différentes bactéries.

En l'absence de développement microbien, les quantités de phosphore qui passent en solution dans la phase liquide, soit pendant l'incubation, soit pendant le traitement par les ultrasons, sont toujours inférieures à 0,1 p. 100 et peuvent donc être négligées. Dans les fioles ensemencées, les pourcentages de phosphore libéré de l'apatite au cours de la culture varient d'une souche à l'autre dans des poportions significatives alors que la variation entre les répétitions pour une même souche est en général très limitée. Ils peuvent donc constituer une mesure valable du pouvoir dissolvant des bactéries. Les souches productrices d'acides se révèlent les plus actives. On retrouve sur le surnageant de culture après 15 jours de 4,5 à 25 p. 100 du phosphore introduit sous forme d'apatite. A l'opposé une seule des trois souches alcalinisant le milieu y fait apparaître un peu de phosphore soluble, environ 1 p. 100 de phosphore retrouvé. Une autre différence est manifeste entre les bactéries acidogènes et non acidogènes. Dans les cultures des premières on retrouve toujours plus de phosphore dans le surnageant que dans les cellules. Au contraire, dans les cultures des souches alcalinisantes, la plus grande partie du phosphore libéré des cristaux d'apatite est dosé dans les cellules bactériennes.

C — Discussion et conclusions

Il n'y a pas de relation obligée entre les quantités d'apatite dissoutes dans un milieu liquide par une souche bactérienne et l'importance des zones de dissolution autour de ces colonies en milieu gélosé. DUFF et WEBLEY (1959) l'avaient déjà remarqué et nos observations le confirment. L'agitation continuelle d'une suspension d'apatite dans un milieu où des bactéries se développent favorise évidemment l'action sur les cristaux des acides produits. Dans les cultures acidogènes le pH peut se trouver abaissé dès les premiers jours au-dessous de 5,0. La dissolution se poursuit ensuite mais dépend moins alors de l'activité microbienne que de la nature et de la concentration des acides formés pendant la phase de multiplication active. En général, l'équilibre n'est pas atteint avant la fin de la première semaine d'incubation : les taux de phosphore soluble montrent encore à ce stade un certain accroissement. C'est pourquoi nous avons choisi une durée d'incubation de 15 jours.

On ne peut prétendre obtenir, par une épreuve aussi conventionnelle, une estimation même approchée des quantités de phosphore dissoutes dans le sol par action biologique. En effet, dans les conditions naturelles, les acides organiques n'ont pas la possibilité de s'accumuler dans les mêmes proportions. Ils sont repris et oxydés par d'autres espèces de micro-organismes ; ils sont aussi continuellement renouvelés. Mais l'étude des transformations de l'apatite en milieu liquide incubé comme celle de la fixation de l'azote dans les cultures pures d'*Azotobacter* permet au moins de comparer l'activité des différentes souches bactériennes et d'éclairer, dans une certaine mesure, leur mode d'action. De ce point de vue, l'examen des taux de phosphore retenu par les bactéries conduit à d'intéressantes remarques. Ce taux est compris dans la plupart des cas entre 0,1 et 0,6 du poids d'apatite apporté mais deux souches se trouvant appartenir à l'un et à l'autre des deux groupes considérés par rapport

au pH, immobilisent dans leurs cellules une proportion beaucoup plus élevée, de l'ordre de 5 à 10 p. 100, du phosphore apporté par l'apatite. Ce sont les souches indexées Aj_3 et P_{16}. Cette élévation des quantités de phosphore intracellulaire n'est pas en relation seulement avec une augmentation de la masse microbienne due à une meilleure culture. Nous l'avons vérifié en dosant l'azote du culot bactérien. On trouve bien, dans le cas de ces deux bactéries, un poids d'azote plus élevé, mais le rapport aux poids d'azote des autres souches est loin d'être du même ordre que le rapport des poids de phosphore. Il en résulte des différences importantes entre les valeurs des rapports azote-phosphore de la substance cellulaire des diverses souches. Ces différences sont mises en évidence dans le tableau 20.

TABLEAU 20

Contenu en N et P des culots bactériens récoltés après 15 jours d'incubation

Souches	Fioles	P (mg/récolte)	N (mg/récolte)	$\frac{N}{P}$
Aj_3	1	3,09	4,41	1,43
	2	1,63	3.76	2,3
	3	3,37	2,53	0,75
P_3	1	0,140	1,62	11,6
	2	0,190	1,65	8,7
	3	0,143	1,24	8,7
Mj_4	1	0,136	1,48	10,9
	2	0,144	1,27	8,8
	3	0,151	1,06	7,0
Mj_{11}	1	0,634	8,77	13,8
	2	0,079	1,06	13,4
	3	0,059	1,05	17,8
Bj_5	1	0,183	6,34	34,6
	2	0,272	5,08	18,7
	3	0,293	5,92	20,2
P_{16}	1	1,80	9,43	5,24
	2	1,70	9,32	5,48
	3	1,90	9,82	5,17
Mj_8	1	0,120	3,70	30,8
	2	0,262	6,54	24,9
	3	0,156	3,14	20,1

Dans l'ensemble, la récolte évaluée par le poids d'azote est plus abondante avec les souches non productrices d'acides. Cela peut être dû soit à une meilleure prolifération, soit à une moindre importance de l'autolyse. De toutes façons, l'absence de dissolution par les souches Mj_8 et Bj_5 ne peut être imputée à un défaut de culture. Ces deux souches se sont, au contraire, bien développées dans les trois fioles en se contentant des faibles quantités de phosphore qu'elles ont pu prendre à l'apatite,

et elles se trouvent en fin d'incubation nettement carencées en phosphore : les rapports N/P compris entre 18,7 et 34,6 sont les plus élevés de tous.

Les souches productrices d'acides Mj_4, Mj_{11} et P_3 montrent des contenus en azote et en phosphore normalement équilibrés : les rapports N/P sont compris entre 7 et 17,8. Avec la souche P_{16} et plus encore avec la souche Aj_3, les taux de phosphore atteignent des valeurs nettement plus élevées. Cette accumulation de phosphore dans des bactéries capables de l'emprunter à des phosphates naturels très faiblement solubles leur assigne une place dans le cycle de cet élément comparable à celle des fixateurs dans le cycle de l'azote. Dans un cas comme dans l'autre, un élément minéral présent sous forme inaccessible aux plantes est assimilé par des micro-organismes qui le restitueront ultérieurement au milieu sous une autre forme plus appropriée à la nutrition végétale. Dans une population en croissance, le phosphore assimilé n'est pas restitué au milieu, mais, dans le sol et la rhizosphère, une masse de constituants cellulaires se trouve constamment libérée par la lyse des micro-organismes. Une partie des composés phosphorés organiques peut être absorbée directement par les végétaux (KRASILNIKOV, 1958), une autre partie est minéralisée sous l'action des phosphatases végétales et microbiennes. Les composés inorganiques sont plus directement accessibles aux plantes et, certains d'entre eux, comme les polyphosphates, échappent à l'action précipitante des ions calcium.

Les teneurs élevées des souches Aj_3 et P_{16} soulignent l'importance dans le cycle du phosphore tellurique du chaînon constitué par les composés phosphorés organiques ou inorganiques inclus dans les cellules des micro-organismes. Des bactéries ne produisant aucune acidification du milieu peuvent ainsi contribuer aux transformations des phosphates naturels insolubles. Elles entraînent, sans doute, une immobilisation temporaire du phosphore assimilé, dans le sol comme dans les milieux de culture artificiels où, après quinze jours d'incubation, on ne retrouve encore qu'une faible proportion, correspondant vraisemblablement au début de l'autolyse.

Les bactéries acidogènes sont toutefois les plus actives. Elles dissolvent, en effet, plus de phosphate qu'elles n'en assimilent et, dans des conditions expérimentales identiques, libèrent au total des cristaux d'apatite, une proportion nettement plus élevée de phosphore.

CHAPITRE X

RECHERCHE DES FORMES D'IMMOBILISATION DU PHOSPHORE PAR LES BACTÉRIES DISSOLVANT LES PHOSPHATES NATURELS

A l'inverse de l'azote, le phosphore assimilé par les bactéries n'entre pas en totalité dans des combinaisons organiques. Il forme aussi dans les cellules des composés inorganiques qui ont le plus souvent la valeur de métabolites intermédiaires ou d'éléments de réserve. Depuis quelques années, l'attention a été attirée sur l'existence de phosphates condensés chez un grand nombre d'organismes vivants, en particulier des êtres unicellulaires où l'on s'accorde, en général, à leur attribuer un rôle de phosphagène. La présence de grains de volutine dans les Corynebactéries est connue depuis longtemps. Plus récemment, des inclusions polyphosphoriques étroitement associées aux acides ribonucléiques des ribosomes ont été mises en évidence dans de nombreuses autres espèces bactériennes. Une relation métabolique existe certainement entre ces deux types de composés phosphorés. Elle est démontrée, en particulier, par l'équilibre constaté entre la synthèse des polyphosphates et des acides ribonucléiques dans des cellules de Corynebactéries (SALL et *al.*, 1956) ou de Mycobactéries (MUDD, YOSHIDA et *al.*, 1958). L'accumulation de polyphosphates dépend des conditions de nutrition, principalement de la concentration en phosphore, en azote, de la source d'énergie et de la présence de divers cations.

L'ensemble des acquisitions récentes sur le rôle des phosphates condensés dans la mise en réserve du phosphore et, éventuellement, de l'énergie dans les cellules, nous a conduite à rechercher la présence de ces composés dans nos souches à forte teneur en phosphore. Ces souches indexées Aj_3 et P_{16} ont été identifiées respectivement à *Bacillus cereus* et *Agrobacterium radiobacter*. La première acidifiait le milieu de culture, la deuxième l'alcalinisait. Dans ces bactéries, nous avons cherché à démontrer la formation de polyphosphates, d'abord sur les cellules entières en appliquant des méthodes cytochimiques, puis sur des extraits cellulaires.

A — Mise en évidence et localisation de phosphates condensés dans les cellules bactériennes

Les propriétés métachromatiques des phosphates condensés sont bien connues et offrent le moyen le plus simple de les mettre en évidence. Mais d'autres substances sont également susceptibles de métachromasie ; la réaction est donc peu spécifique.

EBEL, COLAS et MULLER (1958) ont proposé de rechercher en même temps l'imprégnation par des sels de plomb à pH acide et considèrent qu' « une réaction positive au plomb à pH 3,5, associée à une réaction métachromatique positive, permet de conclure avec certitude à la présence de polyphosphates ». Nous avons pratiqué simultanément les deux épreuves, en suivant les techniques indiquées au chapitre VIII, au cours de la croissance des bactéries, dans le milieu liquide à l'apatite précédemment utilisé. Les cultures étaient incubées à 28°C sur un agitateur mécanique et des prélèvements étaient effectués à intervalles réguliers.

Dans les cellules des deux espèces bactériennes étudiées, nous avons constaté la formation de corpuscules pouvant être caractérisés aussi bien par leur réaction métachromatique que par leur propriété de fixer les sels de plomb à pH acide. Le nombre, la taille et la forme de ces organites varient selon les stades de croissance.

Dans les cellules de *Agrobacterium radiobacter*, on trouve, le plus souvent, un, deux ou trois granules arrondis, en position subterminale ou centrale, occupant presque toute la largeur de la bactérie, figure 22 (1, 2, 3). Les images les plus nettes sont découvertes au voisinage immédiat des cristaux d'apatite.

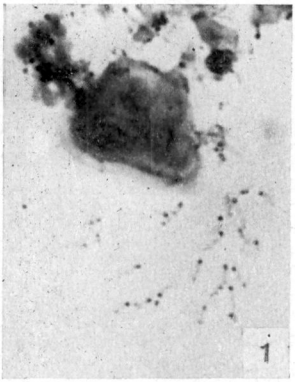
L'aspect de ces formations est beaucoup plus polymorphe dans les cellules de *Bacillus*. Elles y figurent tantôt des granules, tantôt des masses polycycliques occupant une large partie du cytoplasme, parfois un liseré contre la paroi, figure 22 (4, 5, 6). Leur apparition n'intéresse qu'une proportion relativement restreinte de la population, même lorsque la croissance est terminée. Elles sont d'une manière générale beaucoup mieux individualisées par les sels de plomb que par la toluidine, et nous avons pu, par cette technique, obtenir des images photographiques nettes jusqu'au grossissement 2 000.

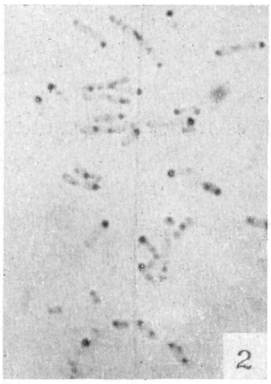
La découverte d'inclusions polyphosphoriques dans ces deux bactéries nous a incitée à les rechercher par les mêmes méthodes dans une série d'autres souches isolées également au cours de cette étude et aptes à utiliser l'apatite, mais dont les cellules ne présentaient pas nécessairement des teneurs aussi élevées en phosphore. Les résultats de nos observations sont indiqués ci-dessous.

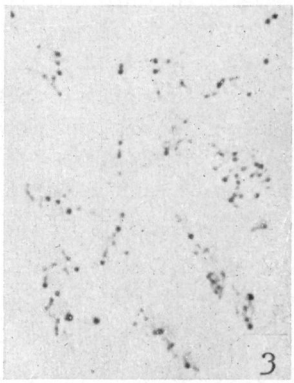
Bacillus megaterium (P_3) : la sporulation est presque totale au quatrième jour de culture. Elle est précédée de la formation de granulations métachromatiques périphériques, parfois confluentes. Par imprégnation aux sels de plomb, certaines bactéries apparaissent à demi cernées par un liseré noir soulignant la paroi.

FIG. 22. — *Aspect des inclusions polyphosphoriques dans 3 bactéries du sol*

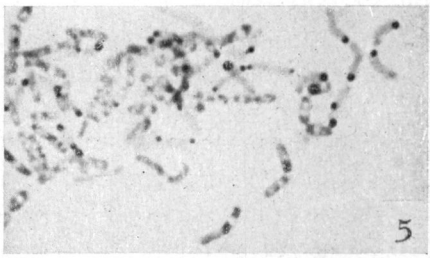
1. *Agrobacterium radiobacter*. Culture de 96 h en milieu synthétique à l'apatite. Imprégnation aux sels de plomb. Gr. × 1 000.
2. *Agrobacterium radiobacter*. Même culture : coloration au bleu de toluidine. Gr. × 1 000.
3. *Agrobacterium radiobacter*. Même culture : coloration d'Albert. Gr. × 1 200.
4. *Bacillus cereus*. Culture de 72 h en milieu synthétique à l'apatite. Imprégnation aux sels de plomb. Gr. × 1 000.
5. *Bacillus cereus*. Même culture : coloration au bleu de toluidine. Gr. × 1 000.
6. *Bacillus cereus*. Même culture : coloration d'Albert. Gr. × 1 200.
7. *Bacillus megaterium*. Culture de 96 h en milieu synthétique à l'apatite. Imprégnation aux sels de plomb. Gr. × 2 000.
8. *Bacillus megaterium*. Même culture, même coloration. Gr. × 1 400.

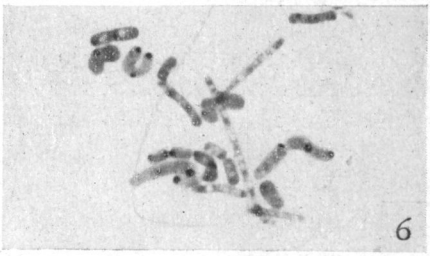

1

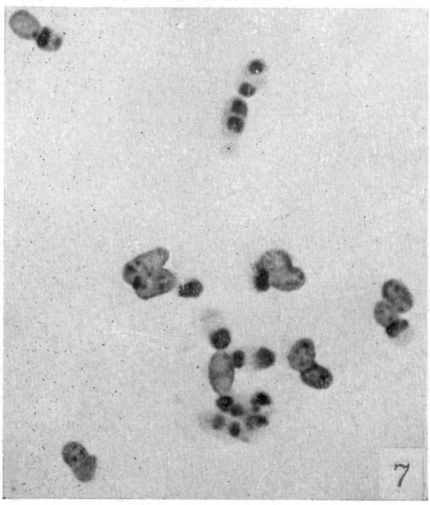

2

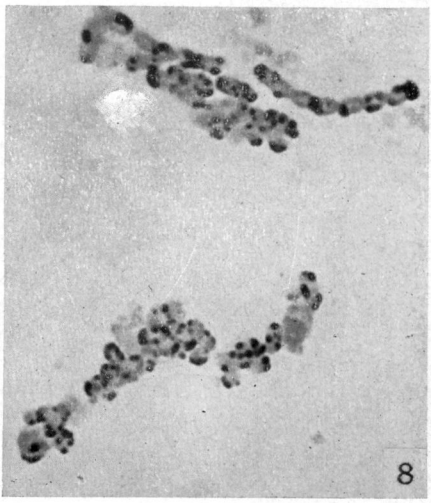

3

4


5


6


7


8

Erwinia sp. (Mj_4) : la majorité des cellules présentent un ou deux fins granules métachromatiques, placés le plus souvent en position terminale ou subterminale.

Erwinia sp. (Mj_{11}) : apparition de fins granules métachromatiques au cours de la croissance dans une partie des cellules. Lorsque la croissance est terminée, environ 50 p. 100 des bactéries présentent des granules de tailles diverses. Quelques grosses inclusions occupent dans la cellule une position centrale, plus fréquemment de fins granules sont accolés à la paroi, dans la partie médiane de la bactérie.

Bacillus brevis (Bj_5) : aucune inclusion métachromatique n'a pu être observée.

Bacillus sphaericus (Mj_8) : aucune inclusion métachromatique n'a pu être observée.

Bacillus megaterium (Mj_7) : apparition en fin de croissance d'inclusions métachromatiques de taille et d'aspect variés dans des bacilles paraissant souvent déformés par comparaison avec les cellules dépourvues de granules. L'imprégnation aux sels de plomb montre, à côté de grosses masses noires souvent disposées à la périphérie des cellules, des granules plus fins, de répartition inégale, fig. 22 (7,8).

Alcaligenes sp. (Bj_2) : présence de fines granulations dans la plupart des cellules. Quelques inclusions plus volumineuses de formes variées.

Bacillus sp. (P_5) : la plupart des cellules ne présentent aucune inclusion métachromatique décelable à l'examen microscopique. Dans quelques autres, on peut observer de très fines granulations, généralement disposées à la périphérie des corps bacillaires.

Achromobacter sp. (P_{12}) : la majorité des cellules ne présentent pas d'inclusions métachromatiques ; environ 20 p. 100 possèdent une fine granulation polaire, mieux individualisée par l'imprégnation aux sels de plomb que par le bleu de toluidine.

Escherichia freundii (*Citrobacter*) (Mj_1) : aucune inclusion métachromatique n'a pu être observée.

Sur douze souches examinées, appartenant à cinq genres différents, sept au moins sont donc capables d'accumuler dans leurs cellules des phosphates condensés, sous forme d'inclusions d'aspects divers. Deux autres paraissent posséder la même propriété, mais ne forment que de fins granules métachromatiques, à la limite des possibilités d'observation par les moyens optiques. Dans les trois dernières, aucune inclusion présentant les caractères cytochimiques des phosphates condensés n'a pu être mise en évidence dans les conditions expérimentales utilisées.

B — Extraction et caractérisation des phosphates condensés intracellulaires

La présence de polyphosphates étant révélée par l'étude cytologique dans nos souches de *Bacillus cereus* (Aj_3) et *Agrobacterium radiobacter* (P_{16}), nous nous sommes proposée de les extraire des cellules, et de les caractériser par une étude chimique. Celle-ci a été réalisée en collaboration avec J. P. Ebel et S. Muller-Felter.

Les bactéries ont été cultivées dans des fioles de Fernbach de un litre, renfermant 200 millilitres de milieu à l'apatite, précédemment décrit. Les fioles sont incubées à 28°C sur un agitateur mécanique. Lorsque les épreuves cytochimiques montrent des inclusions polyphosphoriques en nombre important, on récolte les

corps bactériens par centrifugation fractionnée, de façon à éliminer dans un premier temps la plus grande partie de l'apatite. Les bactéries recueillies sont lavées rapidement à l'eau distillée, puis immédiatement déshydratées par l'acétone. Les corps microbiens secs, provenant de douze fioles de cultures, sont réunis en un lot unique pour être soumis aux différentes méthodes d'extraction décrites au chapitre VIII.

Nous obtenons ainsi les préparations suivantes :

1° Un extrait par le bicarbonate de sodium à pH 8,6 et un extrait par le carbonate de sodium à pH 10,0, l'un et l'autre en vue de la recherche des polyphosphates totaux.

2° Un extrait trichloracétique en vue de la recherche des polyphosphates acido-solubles.

3° Un extrait sodique du résidu de l'extraction trichloracétique précédente, en vue de la recherche des polyphosphates acido-insolubles.

Tous ces extraits ont été neutralisés, puis traités par du charbon activé (Norite SX 11) afin d'éliminer les acides nucléiques et nucléotides. MULLER-FELTER et EBEL (1962) ont montré qu'en présence d'électrolytes à des concentrations ioniques convenables, les polyphosphates ne sont pas adsorbés. Après centrifugation, on décante le liquide surnageant séparé du charbon, et on caractérise les polyphosphates par les épreuves suivantes :

a) *Hydrolyse par HCl N à 100°C pendant 15 minutes.* — Les polyphosphates présents sont entièrement hydrolysés en orthophosphate.

b) *Hydrolyse ménagée.* — La présence de polyphosphates de longue chaîne est révélée de façon caractéristique par la formation simultanée d'orthophosphate et de trimétaphosphate (THILO et *al*, 1956).

c) *Chromatographie sur papier.* — L'analyse chromatographique des extraits a été effectuée dans les conditions décrites au chapitre VIII, soit directement, soit après précipitation barytique des polyphosphates. En effet, dans l'épreuve directe, la présence d'autres composés phosphorés, en particulier des esters phosphoriques d'oses, gêne l'interprétation des chromatogrammes en simple chromatographie ascendante. Cependant, la plupart des oses phosphorylés se placent au même niveau dans la zone du pyrophosphate, et la présence de composés acidolabiles en dehors de cette zone représente, même sur chromatographie ascendante directe, une présomption intéressante en faveur de la présence de polyphosphates.

d) *Précipitation barytique.* — Les polyphosphates peuvent être séparés des autres composés phosphorés par précipitation barytique, comme l'a montré WIAME (1949). Nous avons suivi la technique de EBEL (1952), et traité les précipités dans les conditions décrites au chapitre VIII, afin de les soumettre à l'analyse chromatographique comme ci-dessus.

e) *Réaction métachromatique.* — L'apparition d'une coloration rouge caractéristique des polyphosphates après traitement par le bleu de toluidine ne peut être recherchée directement sur les extraits en raison de la présence d'ions perturbateurs. Cette épreuve a donc été pratiquée, comme le conseillent EBEL et MULLER 1958), sur les précipités barytiques ou directement sur les chromatogrammes.

1. *Caractérisation des polyphosphates des extraits totaux*

α) *Extraits au bicarbonate à pH 8,6.*

Toutes les épreuves pratiquées démontrent la présence de polyphosphates dans les extraits des deux souches. On observe :

l'apparition d'orthophosphate après hydrolyse par HCl N à 100°C ;
l'apparition de trimétaphosphate après hydrolyse ménagée ;
une précipitation par le baryum à pH 2,0 ;
une réaction métachromatique positive.

L'ensemble de ces résultats est en faveur de la présence de polyphosphates de longue chaîne. En effet, comme EBEL (1952) l'a montré, seuls les polyphosphates de longue chaîne donnent naissance au cours de leur dégradation à du trimétaphosphate, et seuls les polyphosphates de longueur de chaîne supérieure à 10 unités orthophosphoriques sont précipités par le baryum à pH 2.0. Par ailleurs, EBEL et MULLER (1958) n'ont obtenu de réaction métachromatique qu'avec les polyphosphates de longueur de chaîne supérieure à 8 groupements orthophosphoriques.

Après élimination du précipité barytique à pH 2,0 , nous n'avons plus obtenu aucune précipitation appréciable à pH 4,5.

Les polyphosphates présents dans ces extraits doivent donc avoir une longueur de chaîne supérieure à 10 unités orthophosphoriques. Ce résultat est confirmé par l'analyse chromatographique sur papier. On trouve, en effet, sur le chromatogramme (fig. 23) :

— une tache restant fixée sur la ligne de départ, et présentant une réaction métachromatique due aux polyphosphates de longue chaîne ;

— une tache due aux esters phosphoriques, située au niveau du pyrophosphate ;

— une tache d'orthophosphate.

La présence de polyphosphates de longue chaîne est enfin confirmée par l'analyse chromatographique des précipités barytiques à pH 2,0 , redissous dans H_2SO_4 N.

β) *Extraits au carbonate à pH 10,0.*

L'extraction à pH 10,0 des polyphosphates de *Agrobacterium radiobacter* et de *Bacillus cereus* entraîne leur dégradation partielle. Par comparaison avec les extraits précédents, on constate en effet :

— la disparition de la métachromasie ;

— l'absence de précipitation à pH 2,0 ;

— l'absence sur le chromatogramme d'une tache de polyphosphates de longue chaîne sur la ligne de départ et l'apparition concomitante d'une tache importante de trimétaphosphate.

2. *Caractérisation des polyphosphates acido-solubles*

La présence de polyphosphates dans l'extrait trichloracétique des deux souches bactériennes étudiées a été démontrée par toutes les épreuves :

apparition d'orthophosphate après hydrolyse chlorhydrique à 100°C ;
apparition de trimétaphosphate après hydrolyse ménagée ;
précipitation par les ions baryum à pH 2,0 ;
réaction métachromatique positive.

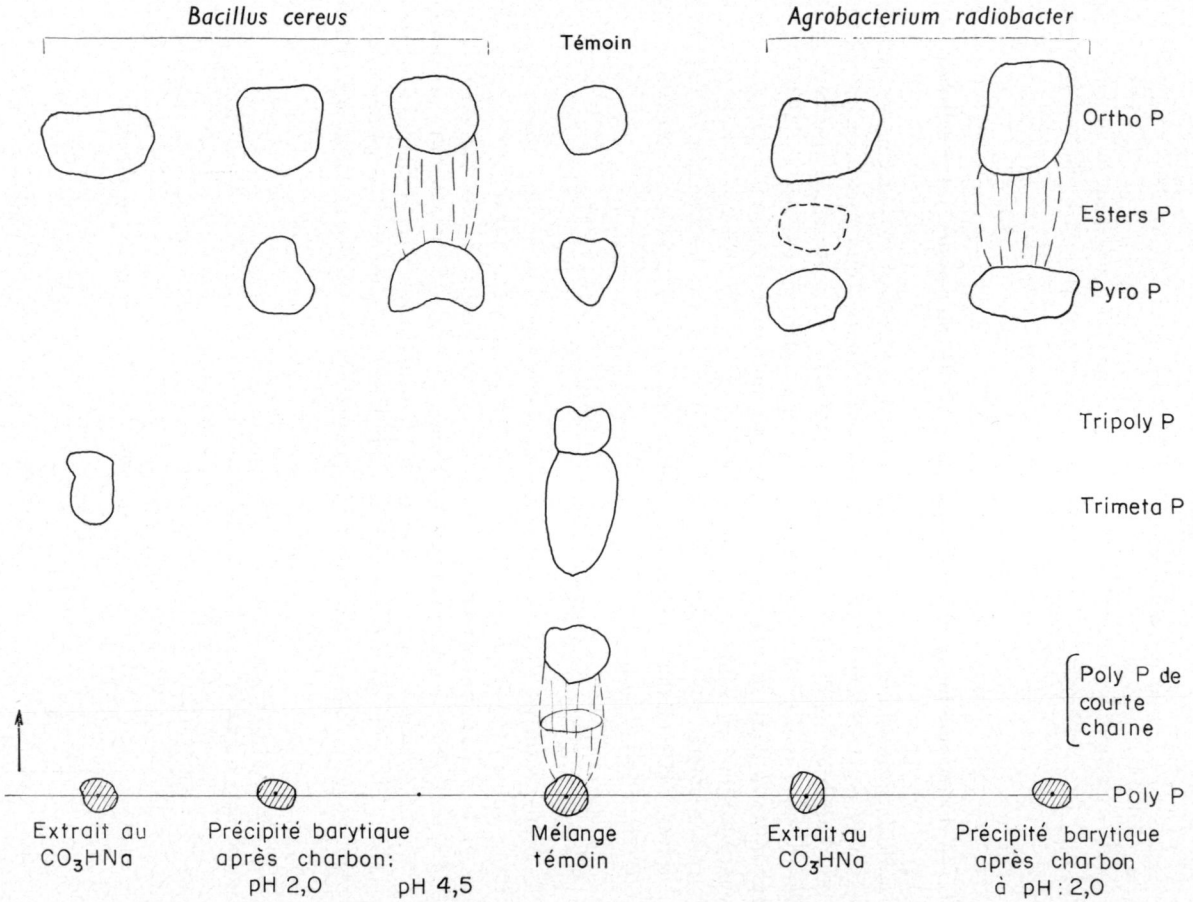


FIG. 23. — *Caractérisation des polyphosphates des extraits totaux*

Ces polyphosphates ont une longueur de chaîne supérieure à 10 unités orthophosphoriques, comme le montrent à la fois l'analyse chromatographique et l'absence de précipitation par les ions baryum à pH 4,5 après élimination du précipité obtenu à pH 2,0.

3. *Caractérisation des polyphosphates acido-insolubles*

Toutes les épreuves décrites ci-dessus démontrent également la présence de polyphosphates de longue chaîne dans les extraits sodiques des résidus trichloracétiques.

C — Fractionnement et étude quantitative du phosphore intra-cellulaire

L'étude cytochimique des bactéries entières et l'analyse chromatographique des extraits nous ont démontré la présence de phosphates condensés dans les cellules de deux bactéries dissolvant les phosphates naturels. Une étude quantitative était nécessaire pour rechercher dans quelle mesure la teneur élevée de ces bactéries en phosphore total pouvait être expliquée par l'accumulation de polyphosphates. Nous l'avons pratiquée en soumettant notre souche P_{16} de *Agrobacterium radiobacter* à un fractionnement de ses constituants phosphorés suivant les techniques exposées au chapitre VIII, et dérivées de celles de SCHMIDT et THANNAUSER (1945) et de JUNI et *al.* (1948).

1. *Préparation du matériel cellulaire*

La préparation des lots d'expériences et des lots témoin a été réalisée dans les conditions suivantes. Chaque lot était constitué par un litre du milieu habituel au glucose et à l'asparagine, incubé sous agitation continue dans des ballons de cinq litres. Le phosphore était apporté sous forme d'apatite de Gafsa dans les séries d'expériences, et sous forme d'un mélange de phosphates solubles mono- et bibasiques dans la série témoin. Des prélèvements sont effectués chaque jour pour contrôle de la morphologie. L'accroissement de la population est suivi par comptage direct.

TABLEAU 21

Nombre de cellules viables de Agrobacterium radiobacter *au moment de la récolte*

	Incubation en jours	Cellules viables en millions par millilitre	Inclusions métachromatiques
Lot témoin.....	6	2 800	Rares
Lot I	7	2 900	Présentes dans plus de 80 % des cellules
Lot II	5	3 200	Présentes dans plus de 80 % des cellules
Lot III	6	1 900	Présentes dans presque toutes les cellules

Les bactéries sont récoltées par centrifugation du cinquième au septième jour, lorsque les lots de milieu à l'apatite contiennent une majorité de cellules portant des granules. Le lot témoin est centrifugé le sixième jour ; les granules y sont peu nombreux. Le nombre de bactéries viables au moment de la récolte est contrôlé par numération indirecte. Il est indiqué dans le tableau 21.

L'élimination de la plus grande partie de l'apatite lors de la récolte est obtenue comme précédemment par centrifugation fractionnée à froid. Les culots sont repris rapidement en eau distillée froide et lavés deux fois, puis déshydratés par de l'acétone froide et séchés sous vide. La récolte est comprise entre 1 et 2 g de poids sec par lot.

L'extraction est compliquée dans les cultures sur apatite par la présence résiduelle de fins cristaux de phosphate, mêlés aux cellules bactériennes dans les culots de centrifugation. Pour cette raison, on ne peut extraire directement ceux-ci par l'acide trichloracétique ou l'acide perchlorique, ce qui ferait passer en solution une partie du phosphore apatitique. Le versène présente le même inconvénient.

D'autre part, le broyage mécanique dans des solutions salines neutres ou faiblement alcalines, laisse dans le résidu après centrifugation tout le phosphate provenant du milieu mais, en même temps, une partie du phosphore des cellules. On peut toutefois dans ce résidu doser séparément l'un et l'autre après hydrolyse en solution de potasse normale à 37°C pendant une nuit. Dans ces conditions, plus de 99 p. 100 du phosphore cellulaire résiduaire est libéré et moins de 1 p. 100 du phosphore apatitique est mis en solution.

Nous avons opéré dans les conditions suivantes :

La poudre sèche était rehydratée par fractions de 500 mg dans des flacons de broyage (BRAUN). On introduit d'abord 20 mg de billes (0,11 à 0,12 mm de diamètre), puis 500 mg de bactéries et enfin 15 ml de chlorure de sodium 0,25 M. Après une minute de broyage à froid, on décante la suspension et l'on effectue six lavages successifs de billes avec 10 ml chaque fois de chlorure de sodium 0,25 M froid. La suspension et les liquides de lavage sont réunis et centrifugés à froid à 30 000 *g* pendant 30 minutes. Les surnageants sont décantés et conservés au froid tandis que les culots sont broyés à nouveau dans les mêmes conditions. Lorsque toutes les fractions d'un même lot ont été broyées deux fois, on réunit tous les culots et on les broye une troisième fois. Tous les surnageants sont réunis et le volume total est mesuré. Le culot résiduel est repris dans de la soude normale, incubé à 37°C 18 h, puis centrifugé et lavé dans la soude normale.

2. *Résultats*

Le fractionnement des surnageants nous conduit à la séparation :

1° d'un acido-soluble à froid dans lequel nous dosons : le phosphore total, l'orthophosphate, le phosphore hydrolysable en 7 minutes, le phosphore précipitable par les sels de baryum à pH 4,5 et le phosphore non adsorbé sur charbon activé ;

2° d'un acido-soluble à froid après digestion alcaline dans lequel nous dosons : le phosphore total, l'orthophosphate, le phosphore hydrolysable en 7 minutes, l'acide ribonucléique et le phosphore précipitable par les sels de baryum à pH 4,5 ;

3° d'un acido-soluble à chaud dans lequel nous dosons : le phosphore total et l'acide désoxyribonucléique ;

4° de 2 résidus provenant l'un de la digestion alcaline, l'autre de l'hydrolyse acide terminale.

Les teneurs en phosphore exprimées en mg de P_2O_5 ont été rapportées à 1 g de récolte nette, correction faite pour le poids d'apatite résiduelle à raison de 100 mg pour 28 mg de P_2O_5 dosés. On a calculé, en outre, pour chaque fraction le pourcentage :

— par rapport au phosphore total extrait, et dans certains cas :

— par rapport au total du phosphore retrouvé dans les différentes fractions.

TABLEAU 22

Répartition de P extrait

1er chiffre : µg P_2O_5/g bactéries sèches.
2e chiffre : % du P extrait.
3e chiffre : % du total des fractions.

	Lot témoin	Lots d'expérience		
		Ballon I	Ballon II	Ballon III
Acido-soluble à froid	5 783	22 483	23 682	14 221
	25,7	48,8	55,0	41,5
	27,2	50,9	56,4	45,3
Phospholipides	706	351	548	310
	3,1	0,8	1,3	0,9
	3,3	0,8	1,3	1,0
Acido-insoluble	14 784	21 301	17 796	16 856
	65,8	46,2	41,3	49,2
	69,5	48,3	42,3	53,7
Total des fractions	21 273	44 135	42 026	31 387
	94,6	95,8	97,5	91,6

Les chiffres obtenus sont consignés dans les tableaux 22, 23 et 24.

Ces résultats montrent d'abord la plus grande accumulation de constituants phosphorés dans les cellules cultivées sur apatite. La teneur en phosphore total des bactéries sèches, exprimée en P_2O_5, y est environ de 50 mg par gramme au lieu de 27 mg par gramme dans le lot témoin sur phosphore soluble. Environ 87 p. 100 de ce phosphore total a pu être extrait mécaniquement des cellules, excepté dans un lot où le rendement de l'extraction a atteint 68,7 p. 100 seulement.

L'excédent de phosphore observé dans les cellules cultivées sur milieu à l'apatite résulte surtout d'une plus grande accumulation de phosphore acido-soluble : pour

l'ensemble de cette fraction les teneurs sont de 3 à 4 fois plus élevées dans les lots d'expérience que dans le lot témoin, la différence intéressant uniquement la partie de phosphore dosable comme orthophosphate soit avant, soit après hydrolyse de 7 minutes dans l'acide chlorhydrique normal à l'ébullition.

Pour l'ensemble du phosphore acido-insoluble, les teneurs sont augmentées par utilisation d'apatite de Gafsa comme source de phosphore, à la place de phosphate soluble, mais dans une proportion moindre variant de 20 à 40 p. 100. Ce taux d'enri-

TABLEAU 23

Répartition de l'acido-soluble
1er chiffre : µg P_2O_5/g bactéries sèches
2e chiffre : % de l'acido-soluble
3e chiffre : % du P total extrait

	Lots d'expérience			
	Lot témoin	Ballon I	Ballon II	Ballon III
P. *ortho*	3 188	18 484	22 074	9 045
	55,1	82,2	93,2	63,6
	14,2	40,1	51,2	26,4
P. Δ_7	3 336	20 748		
	57,7	92,3		
	14,8	45,0		
P ↓ Ba^{++} pH : 4,5	321	2 989	108	4 339
	5,6	13,3	0,45	30,5
	1,4	6,5	0,25	12,7
Charbon		19 556	21 636	12 124
		87,0	91,4	85,3
		42,4	50,2	35,4

chissement est observé, en particulier, pour les acides ribonucléiques dosables à l'orcinol. Au contraire, les teneurs en acides désoxyribonucléiques dosés à la diphénylamine sont du même ordre dans les lots d'expériences et le lot témoin.

Les phospholipides sont présents à des concentrations exprimées en P_2O_5 de 0,3 à 0,7 mg par gramme, soit environ 1 p. 100 du phosphore extrait pour les lots d'expériences et 3 p. 100 pour le lot témoin.

Il n'existe pas de méthode rigoureuse pour déterminer dans chaque fraction les proportions relatives de phosphore organique et de phosphore inorganique. La précipitation par une mixture magnésienne du phosphore minéral, préconisée par

TABLEAU 24

Répartition de l'acido- insoluble

1er chiffre : µg P_2O_5/g bactéries sèches, 2e chiffre : % de l'acido-insoluble, 3e chiffre : % du P total extrait

			Lot témoin	Lots d'expérience		
				Ballon I	Ballon II	Ballon III
I — Digestat alcalin		P Total	14 773	21 268	17 714	16 740
Acido-soluble après digestion alcaline		P Total	9 800	13 095	10 780	10 358
			66,3	61,5	60,6	61,4
			43,7	28,4	25,0	30,2
		P *ortho*	2 110	1 068	881	829
			14,3	5,0	4,9	4,9
			9,4	2,3	2,0	2,4
		P Δ_7	4 054	6 889	5 989	
			27,4	32,3	33,6	
			18,0	14,9	13,9	
		ARN	4 502	5 245	5 965	4 338
			30,5	24,6	33,5	25,6
			20,0	11,4	13,8	12,7
		P↓ Ba^{+++}	285	123		2 200
			1,9	0,6		13,0
			1,3	0,3		6,4
Acido-insoluble après digestion alcaline	Soluble à chaud	P Total	4 931		6 260	6 170
			33,4		35,2	36,6
			22,0		14,5	18,0
		ARN	1 192		960	697
			8,1		5,4	4,1
			5,3		2,2	2,0
	Insoluble à chaud	P Total	92		558	700
			0,6		3,1	0,4
			0,4		1,3	0,2
II — Résidu de la digestion alcaline			11	33	82	116
			0,08	0,16	0,5	0,7
			0,05	0,07	0,2	0,3

JUNI et *al.* (1948), n'est pas quantitative surtout en présence de polyphosphates, comme l'ont bien montré THILO (1956), MULLER-FELTER (1964). De même, l'estimation des polyphosphates est rendue très aléatoire par la fragilité de ces composés ; au cours des opérations d'extraction une partie d'entre eux se trouve dégradée en orthophosphate. Cela explique la grande variabilité des résultats obtenus par précipitation barytique à pH acide, dans les différents lots. Nous trouvons ainsi des proportions de polyphosphates acido-solubles allant de 0,25 p. 100 du phosphore total extrait dans un ballon à 12,7 p. 100 dans un autre, incubé dans les mêmes conditions. Les proportions de polyphosphates acido-insolubles varient de même entre 0,3 et 6,4 p. 100.

Dans la fraction acido-soluble, la quantité de phosphore adsorbable sur charbon activé est relativement constante, et diffère assez peu des quantités de phosphore non dosable comme orthophosphate, même après hydrolyse de 7 minutes dans l'acide chlorhydrique normal à l'ébullition. Cette partie de phosphore retenu par le charbon activé paraît fournir la meilleure estimation du phosphore organique acido-soluble. Sur cette base, le phosphore acido-soluble des cellules riches en granulations métachromatiques, serait constitué pour 85 à 90 p. 100 par du phosphore inorganique.

La fraction acido-insoluble, après élimination des lipides, est presque entièrement dissoute dans la soude normale à 37°C après 24 heures, le résidu représentant seulement quelques millièmes du phosphore extrait. Cette digestion alcaline a pour effet de libérer l'orthophosphate des phosphoprotéines et de dégrader les acides ribonucléiques en nucléotides, tout en respectant les acides désoxyribonucléiques. En l'absence de polyphosphates, on peut ainsi doser séparément le phosphore des phosphoprotéines, des acides ribonucléiques, et des acides désoxyribonucléiques, à l'aide d'un nouveau traitement acide qui précipite seulement ces derniers. Au contraire, si des polyphosphates sont présents, le phosphore supplémentaire apporté par eux se distribue de façon imprévisible et l'estimation des acides nucléiques doit être faite par d'autres méthodes. Cette nécessité a bien été mise en évidence par MULLER-FELTER (1964).

Dans les extraits cellulaires de *Agrobacterium radiobacter*, nous avons, après digestion alcaline et neutralisation, effectué une précipitation par l'acide perchlorique et dosé les acides ribonucléiques dans le surnageant par la technique de MEJBAUM (1939) et dans le culot redissous à chaud dans l'acide, les acides désoxyribonucléiques, par la technique de DISCHE (1930). Dans le surnageant, les quantités de phosphore correspondant aux acides ribonucléiques ainsi dosés représentent assez bien la différence entre le phosphore total de cette fraction et le phosphore hydrolysable en 7 minutes. On peut admettre comme limite supérieure du phosphore des phosphoprotéines, les teneurs en orthophosphate évaluées dans ce surnageant après passage sur charbon. Sur cette base, cette fraction contiendrait environ pour moitié du phosphore organique : acides ribonucléiques, phosphoprotéines, et du phosphore inorganique, provenant vraisemblablement de polyphosphates plus ou moins dégradés.

Dans le culot, le phosphore de l'acide désoxyribonucléique représente seulement de 10 à 20 p. 100 du phosphore total de cette fraction, le reste étant de nature indéterminée. Mais, selon MULLER-FELTER (1964), cette méthode de fractionnement, pratiquée en présence d'un polyphosphate, introduit dans l'expérience sous forme de sel de Graham, entraîne une contamination massive du phosphore de l'acide désoxyribonucléique par le phosphore des polyphosphates.

D — Discussion

La formation d'inclusions intracellulaires de nature polyphosphorique est un caractère commun à beaucoup de bactéries dissolvant les phosphates naturels : au moins 7 souches sur 12 examinées sont porteuses de granulations métachromatiques fixant les sels de plomb à pH acide. Parmi elles, se trouvent les bactéries présentant les plus fortes teneurs en phosphore après culture sur milieu à l'apatite. Des extraits acellulaires de ces dernières contiennent des corps phosphorés inorganiques, de poids moléculaire élevé, dont on a pu préciser la nature : ce sont des polyphosphates de longueur de chaîne supérieure à 10 groupements, les uns acido-solubles, les autres acido-insolubles.

Divers auteurs avaient déjà caractérisé des composés de cette série dans les cellules d'espèces bactériennes très variées. Certaines comme *Corynebacterium diphteriae, C. xerosis,* forment uniquement des polyphosphates de longue chaîne, d'autres comme *Serratia marcescens* et *Lactobacilllus casei* forment surtout de bas polymères ; mais le plus souvent, on trouve simultanément des polyphosphates de courte et longue chaîne en proportions variables.

La signification de ces différences de longueur de chaîne est d'ailleurs controversée. La biosynthèse des polyphosphates semble conduire directement aux plus hauts polymères et les composés de courte chaîne pourraient résulter d'une hydrolyse enzymatique secondaire (Belozerski et Koulaev, 1957 ; Langen et Liss, 1958 ; Hughes et Muhammed, 1961).

La polyphosphate-kinase identifiée par Kornberg (1956-1957) synthétise uniquement des polyphosphates de longue chaîne par transfert du phosphate terminal de l'ATP.

Nos souches de *Bacillus cereus* et de *Agrobacterium radiobacter* possèdent donc une enzyme de ce type. Ce caractère est important sans nul doute pour la physiologie de la bactérie : les polyphosphates peuvent en effet être utilisés par la cellule pour phosphoryler le glucose et l'AMP (Hoffmann-Ostenhof et *al.*, 1954 ; Szymona, 1962 ; Dirheimer et Ebel, 1962). Mais l'accumulation de phosphates condensés retentit aussi sur l'équilibre des biocœnoses naturelles, dans la mesure où les bactéries qui la réalisent y sont largement distribuées. L'immobilisation par les micro-organismes est, en toutes circonstances, un des facteurs importants de l'économie du phosphore dans le sol. Après introduction de phosphate naturel, elle interviendra d'une manière encore plus significative si se trouvent en abondance dans le sol des organismes capables à la fois d'utiliser ces phosphates aussi facilement que les sels solubles, puis d'accumuler le phosphore dans leurs cellules sous une forme de réserve, enfin de le libérer dans le milieu, soit par excrétion active, soit lors de la destruction des cellules. La conjonction des deux premières propriétés est fréquente chez les souches que nous avons isolées du sol et éprouvées. L'accumulation de corps phosphorés de réserve, suggérée par la faible valeur du rapport azote-phosphore y est établie par caractérisation qualitative des polyphosphates. Le fractionnement des constituants phosphorés d'une souche de *Agrobacterium radiobacter* montre l'importance quantitative de ces phosphates condensés. Leur proportion dans le phosphore total des cellules ne peut pourtant être estimée que par défaut. Même les méthodes d'extraction les plus douces ne peuvent éviter une dégradation partielle de ces composés, relativement stables à basse température et à pH neutre mais très sensibles à l'hydrolyse

acide ou alcaline par élévation, même modérée, de la température. Ainsi, les extractions par le carbonate de sodium à pH 10,0 et à la température du laboratoire n'ont pas permis d'obtenir les polyphosphates sous leur forme native mais seulement de l'orthophosphate et du trimétaphosphate. Au contraire, l'extraction des mêmes cellules par le bicarbonate de sodium 0,5 M, à pH 8,6 a respecté à peu près intégralement la structure des phosphates polymérisés. De même, chez *Galleria mellonela*, NIEMERKO (1962) décèle, par chromatographie des extraits, seulement des polyphosphates de courte chaîne alors que ses préparations cytochimiques montrent la présence de hauts polymères dans les cellules entières. Les mêmes raisons doivent expliquer les variations observées dans la proportion de polyphosphates entre nos différents lots de *Agrobacterium radiobacter*. Une large fraction du phosphore dosé comme orthophosphate provient, vraisemblablement, de phosphates condensés. La proportion plus élevée de phosphate inorganique dans les cellules cultivées sur apatite est en accord avec les observations cytologiques. *Agrobacterium radiobacter*, souche P_{16}, comme la plupart des bactéries étudiées, forme toujours beaucoup plus d'inclusions métachromatiques s'il se développe sur un milieu à l'apatite que sur un milieu au phosphore soluble. Ce n'est d'ailleurs par la seule modification physiologique observée dans les milieux où l'apatite est la seule source de phosphore. Chez les bactéries sporogènes comme *Bacillus cereus*, la proportion des cellules formant des spores en fin de culture est très faible, de 0 à 10 p. 100. GRELET (1952) a observé chez *Bacillus megaterium* une sporulation partielle de ce type par pénurie de phosphore. Mais les conditions de croissance de *Bacillus cereus* sur milieu à l'apatite sont différentes. En effet, si la concentration en ions phosphoriques de la solution nutritive reste très faible pendant toute l'incubation, les cellules, loin d'être carencées en phosphore, en accumulent en quantité accrue. Ce phénomène est paradoxal et le trouble de la sporulation l'est tout autant.

De même la stimulation de la synthèse des polyphosphates sur milieu à l'apatite n'est pas aussi incompatible qu'il paraît à première vue avec le principe classique des techniques d'enrichissement. Dans ces techniques, appliquées surtout aux levures par JEENER et BRACHET (1943), WIAME (1949) et beaucoup d'autres, les cellules sont d'abord suspendues dans un milieu privé de phosphore. En transportant des levures, ainsi « carencées » pendant 4 à 16 heures, dans un milieu riche en phosphore et dépourvu d'azote, on assiste à une synthèse spectaculaire de polyphosphates. Dans nos propres expériences, la formation de phosphates condensés est obtenue sans appauvrissement préalable des cellules en phosphore. Mais on peut se demander si même dans l'épreuve de JEENER et BRACHET, c'est l'appauvrissement des cellules qui les rend capables de former de grandes quantités de polyphosphates. La rapidité de la synthèse de ces grosses molécules, lorsque les ions phosphoriques sont à nouveau disponibles, est remarquable : en moins d'un quart d'heure les levures sont bourrées de granulations métachromatiques. Un tel phénomène ne pourrait prendre place sans la formation préalable de l'enzyme qui catalyse la synthèse. Si la polyphosphate-kinase est produite en plus grande abondance lors de la privation de phosphore, c'est sans doute que les ions phosphoriques en répriment la synthèse. HAROLD (1963) étudiant les conditions d'accumulation des polyphosphates par *Aerobacter aerogenes*, a été conduit à cette conclusion par des constatations analogues aux nôtres, que nous exposerons dans le chapitre suivant.

Notre milieu à l'apatite réalise un système dans lequel l'approvisionnement en

CHAPITRE XI

CIRCONSTANCES DE L'APPARITION DES PHOSPHATES CONDENSÉS AU COURS DE LA CROISSANCE

Lors de l'étude cytochimique précédente, nous avons toujours pratiqué des prélèvements, à intervalles réguliers, pendant toute la période d'incubation des milieux ensemencés. L'expérience nous avait montré, en effet, que l'accumulation de phosphates condensés dans les cellules ne se produisait pas tout au long de la croissance, mais avait l'apparence d'un phénomène cyclique. Pendant la phase de croissance active, les inclusions métachromatiques sont généralement absentes ou n'intéressent qu'une très faible partie de la population. Dans certaines cultures, la proportion de cellules portant ces inclusions s'élève progressivement, dans d'autres, elle reste faible pendant toute la phase de multiplication, puis après un délai plus ou moins long, elle augmente brusquement. Elle passe parfois par un maximum et décroît ensuite. L'irrégularité de ces phénomènes nous avait astreinte à des contrôles cytologiques fréquents avant de procéder à la récolte des corps bactériens en vue de l'étude chimique.

Il nous a donc paru nécessaire de préciser les conditions d'apparition des inclusions polyphosphoriques au cours de la croissance. Nous avons utilisé à cette fin les mêmes souches de *Agrobacterium radiobacter* et de *Bacillus cereus* que pour l'étude chimique.

Nous avons en même temps recherché l'influence de la forme de phosphore offerte sur l'accumulation de polyphosphates.

Les bactéries sont cultivées parallèlement dans deux milieux, ne différant que par la source de phosphore. La solution de base habituelle, contenant 1 p. 1 000 d'asparagine et 7,5 p. 1 000 de glucose, est additionnée soit d'un mélange stérilisé à part de phosphates monopotassique et disodique M/100, en proportions convenables pour obtenir un pH neutre, soit d'apatite de Gafsa stérile, au taux de 1 g par litre. Les cultures sont incubées en fioles de Fernbach, pendant six jours, sur un agitateur à 28°C. L'inoculum est constitué par une culture fraîchement repiquée et en cours de croissance.

Nous avons étudié la croissance des deux bactéries en dénombrant les formes viables dans chacun des deux milieux, d'autre part, mais seulement pour le milieu contenant du phosphate soluble, en mesurant la densité optique de prélèvements convenablement dilués. Le milieu à l'apatite, en effet, ne permet pas d'effectuer des lectures correctes de densité optique. Parallèlement, nous avons observé pour

les deux souches et les deux milieux l'apparition des inclusions polyphosphoriques. Le dénombrement des formes viables est effectué sur des plaques gélosées à 15 p. 1 000 du même milieu contenant du glucose, de l'asparagine et un mélange de phosphates solubles. Un contrôle préalable avait montré que l'on obtenait des comptes comparables sur ce milieu et sur gélose nutritive, au début, en cours et en fin de croissance. Les lectures de densité optique ont été effectuées au spectrophotomètre Jobin et Yvon, à 5 500 Å, dans des cuves de 1 cm de trajet optique.

Pour chacune des deux souches étudiées, six fioles de chaque milieu ont été ensemencées. Quelques divergences de peu d'importance sont observées entre les répétitions. Elles concernent principalement la durée de la phase exponentielle et le délai d'apparition des granulations métachromatiques dans le milieu à l'apatite. Par contre, les taux de croissance observés en phase exponentielle, sont très voisins d'une fiole à l'autre et les différents aspects morphologiques et cytologiques se sont toujours succédés sensiblement dans le même ordre. La figure 24 et le tableau 25 présentent les résultats des examens opacimétriques et cytologiques et des dénombrements de cellules viables dans une fiole moyenne de chacun des deux milieux inoculés par *Agrobacterium radiobacter*.

Dans les conditions expérimentales réalisées, en présence d'un mélange de phosphates solubles, la courbe de croissance de *Agrobacterium radiobacter* montre une phase de latence très courte ; le taux de croissance s'élève progressivement pendant trois heures, il reste ensuite constant pendant douze heures environ, puis s'abaisse. Après vingt-quatre heures, la population cesse de s'accroître mais les mesures opacimétriques ne montrent pas de lyse appréciable pendant toute la période d'incubation. Le nombre de cellules viables passe par un maximum à vingt-quatre heures, autour de cinq milliards de bactéries par millilitre. Il est sujet ensuite à quelques fluctuations irrégulières entre deux milliards et cinq milliards.

Sur milieu à l'apatite, seuls les dénombrements de cellules viables ont été pratiqués et les durées respectives de la phase de latence et de la phase exponentielle ne peuvent être appréciées avec la même précision. La population atteint un maximum du même ordre qu'en phosphore soluble mais seulement après trente-deux heures. Les mêmes fluctuations sont observées par la suite.

Les examens cytologiques mettent en évidence l'influence très nette de la forme de phosphate présente dans le milieu sur la formation d'inclusions polyphosphoriques. En milieu à l'apatite, les granulations commencent à apparaître entre vingt-quatre et quarante-huit heures et sont ensuite présentes dans la plupart des cellules du troisième au sixième jour. Dans toutes les répétitions, un délai de douze à vingt-quatre heures sépare la fin de la phase exponentielle de l'apparition des masses métachromatiques dans la majorité des cellules. En présence de phosphore soluble, des inclusions peuvent être observées durant toute la durée de l'incubation, mais seulement dans une partie des bactéries dont la proportion varie d'un jour à l'autre sans dépasser 20 p. 100.

Les observations concernant deux fioles ensemencées par *Bacillus cereus* sont données dans la figure 25 et le tableau 26. La courbe de croissance dans les milieux contenant un mélange de phosphates solubles montre une phase exponentielle d'une durée de 16 heures environ, précédée d'une courte phase de latence. Le taux de croissance baisse ensuite progressivement et s'annule vers la trentième heure. Le nombre de cellules viables est alors proche de deux milliards par millilitre et varie

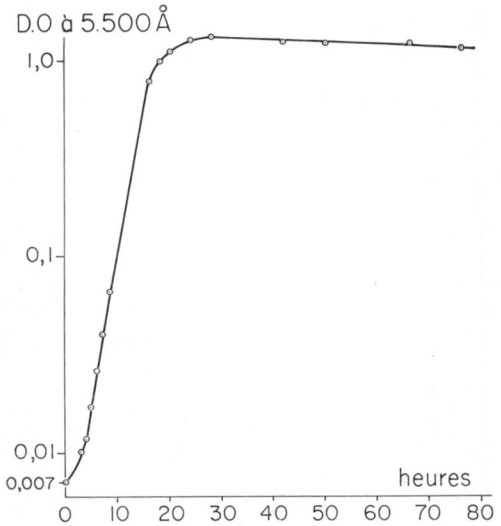


FIG. 24. — *Courbe de croissance de* Agrobacterium radiobacter

TABLEAU 25

Croissance de Agrobacterium radiobacter *sur phosphate soluble et sur apatite*

Temps en heures	Nombre de cellules viables en millions par millilitre		Morphologie et Coloration	
	P soluble	Apatite	P soluble	Apatite
4	50	40	Bacilles à coloration homogène ne présentant pas de granules.	
8	225	65		
16	3 200	315		
24	4 930	2 100		Bacilles à coloration homogène. Rares granules métachromatiques.
32	4 850	4 530		
42	3 200	3 800	Bacilles à coloration homogène. Rares granules métachromatiques.	
66	2 000	2 630		Présence de 1 à 4 granules métachromatiques volumineux dans la plupart des cellules.
90	2 000	5 200		
114	3 000	3 060		
138	4 200	5 150		Deux sortes de bacilles : les plus nombreux, portant 1 ou 2 granules métachromatiques, généralement polaires ; les autres, un peu plus gros, à coloration homogène sans granules.
162	3 760	3 530	Polymorphisme assez accentué beaucoup de formes coccoïdes, formes ovalaires, formes bacillaires normales, formes allongées et grêles à coloration irrégulière. Quelques granules fins.	

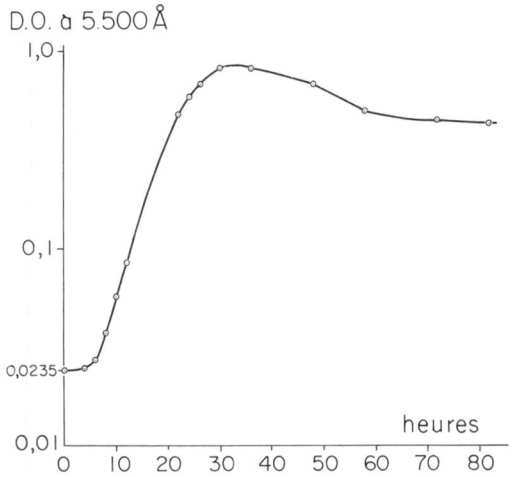


FIG. 25. — *Courbe de croissance de* Bacillus cereus

TABLEAU 26

Croissance de Bacillus cereus *sur phosphate soluble et sur apatite*

Temps en heures	Nombre de cellules viables en millions par millilitre		Morphologie et Coloration	
	P soluble	Apatite	P soluble	Apatite
6	80	95	Gros bacille à extrémités arrondies ; quelques cellules présentent un fin granule métachromatique.	
12	215	165		
24	1 410	1 150	Gros bacille à coloration lacunaire. La majorité des cellules portent une granulation métachromatique polaire.	
30	1 950	1 580		
36	1 840	1 800	La majorité des bactéries portent une spore subterminale et pas d'inclusion métachromatique. D'autres présentent seulement un fin granule polaire.	La majorité des cellules portent un ou deux granules métachromatiques, en général polaires. Rares spores.
48	1 870	1 860		
72	1 680	1 760	La plupart des spores sont libres. Quelques bacilles non sporulés volumineux.	Granules et inclusions métachromatiques de taille et forme variées dans la plupart des cellules, qui sont globuleuses. Spores peu nombreuses.
96	1 740	1 710		
120	1 810	1 580		
144	1 730	1 430		

peu ensuite même lorsque la libération des spores entraîne une régression de la densité optique.

Le dénombrement des cellules viables sur milieu à l'apatite ne montre pas d'influence significative de la solubilité du phosphate sur l'accroissement de la population. La phase de latence reste brève, le nombre de cellules viables après 36 heures atteint 1 800 millions par ml, mais après 48 heures à 3 jours il décroît régulièrement. Les examens morphocytologiques démontrent d'abord l'influence de la source de phosphore sur la sporogenèse. En présence de phosphore soluble, plus de 50 p. 100 des cellules portent une spore après 48 heures d'incubation. Cette proportion augmente les jours suivants ; après 5 jours, la population est principalement constituée de spores libres. Toutefois, même en prolongeant l'incubation, on observe toujours 10 à 30 p. 100 de bacilles non sporulés.

Sur milieu à l'apatite, la sporulation est limitée à une petite minorité de cellules ne dépassant jamais 20 p. 100.

L'apparition des granules métachromatiques est souvent assez précoce et ne paraît pas en relation avec la solubilité du phosphate présent. Dès le début de la phase exponentielle, on peut observer de petits granules dans une partie des bactéries. En fin de phase exponentielle, la plupart des cellules en sont porteuses. Après l'arrêt de la croissance, l'aspect des granules change peu dans les cellules cultivées sur milieu au phosphore soluble. Au contraire, sur milieu à l'apatite, on voit apparaître des inclusions plus volumineuses, de forme et de taille diverses. L'aspect de ces masses métachromatiques varie d'un jour à l'autre et d'une fiole à l'autre, sans relation avec aucun facteur contrôlable.

Discussion

La faible solubilité des phosphates naturels de Gafsa n'affecte pas la croissance des deux bactéries étudiées, dans un milieu où ils figurent la seule source de phosphore. On observe seulement pour l'une des deux, une phase de latence plus longue qu'en présence de phosphore soluble. D'autre part, les caractères cytologiques sont semblables sur les deux milieux pendant toute la phase de prolifération exponentielle. L'accumulation caractéristique d'inclusions polyphosphoriques dans les cellules empruntant leur phosphore à l'apatite prend place après le ralentissement ou l'arrêt de la croissance. Elle est cependant plus précoce chez *Bacillus cereus* dont les cellules peuvent présenter même en phase exponentielle de discrets granules, quelle que soit la forme de phosphore fournie.

L'existence de telles granulations dans des cellules proliférant normalement de certaines espèces de Corynebactéries a parfois incité à les distinguer des inclusions métachromatiques formées par d'autres espèces de micro-organismes dans des cellules ayant cessé de se diviser. En fait, la fin des divisions traduit une déficience du milieu devenu impropre à une nutrition équilibrée ; or, même chez les Corynebactéries, la composition du milieu nutritif exerce sur la formation des grains de volutine une grande influence déjà signalée par Pesch (1924). Winkler (1953), de son côté, observant au microscope électronique la formation de ces granules par diverses Corynebactéries et Mycobactéries, note un accroissement continu de leur dimension lorsque le rythme des divisions se ralentit.

Proliférantes ou non, les cellules porteuses d'inclusions sont en tous cas des

cellules intactes, capables de se reproduire à nouveau dans un milieu frais. Nos dénombrements de cellules viables confirment de ce point de vue les observations de STAHL (1962-1963) sur les levures, de DUGUID, SMITH et WILKINSON (1954) sur *Aerobacter aerogenes*. SMITH, WILKINSON et DUGUID (1954) ont pu démontrer que l'accumulation des polyphosphates était un processus actif, nécessitant la présence dans le milieu non seulement d'ions phosphoriques, mais aussi d'ions potassium et magnésium, et surtout d'une source d'énergie utilisable. Ainsi *Aerobacter aerogenes* ne forme pas de grains de volutine lorsque sa croissance est interrompue par pénurie de phosphore ou de glucides, ou dans un milieu déficient en potassium mais en forme en abondance par privation de soufre ou d'azote. L'acidification du milieu avait également paru jouer un rôle à DUGUID et *al.* (1954). Ce facteur pourrait être invoqué dans nos cultures de *Bacillus cereus*, mais non dans celles d'*Agrobacterium radiobacter*, qui évoluent vers une réaction alcaline. Dans les premières, comme dans les autres, la pénurie de soufre est exclue. Les ions potassium et magnesium sont aussi en excès dans notre milieu et ce n'est pas non plus l'épuisement du glucose qui y provoque l'arrêt de la prolifération.

La persistance d'une source d'énergie valable dans le milieu lorsque les synthèses, et spécialement la synthèse des acides nucléiques, y sont bloquées ou ralenties, apparaît bien comme le facteur essentiel dans l'accumulation des polyphosphates. HAROLD (1963) l'a démontré en utilisant une souche sauvage de *Aerobacter aerogenes*, un mutant non muqueux de cette souche et cinq mutants auxotrophes, requérant respectivement le tryptophane, l'uracile, la méthionine, la cystine et à la fois la méthionine et la tyrosine. La croissance de ces mutants peut être interrompue par fourniture limitée des facteurs de croissance correspondants. Elle peut reprendre avec l'intervalle voulu par addition du métabolite épuisé ; l'introduction simultanée de chloramphénicol permet aussi de dissocier la synthèse des acides nucléiques de la synthèse des protéines. HAROLD a ainsi confirmé la relation de réciprocité inverse entre la synthèse des acides nucléiques et l'accumulation des polyphosphates souvent signalée, en particulier par CHAYEN et *al.* (1955), SCHMIDT et *al.* (1956), MUDD et *al.* (1958), KOULAEV et *al.* (1959). Mais il a surtout défini les conditions de nutrition requises pour qu'elle se vérifie. En conditions non limitantes, les polyphosphates sont dégradés en même temps qu'ils sont produits, et ne s'accumulent pas. Lorsque les synthèses nucléiques sont ralenties ou arrêtées, sans blocage des phosphorylations oxydatives, les polyphosphates s'accumulent, mais seulement dans deux éventualités bien précises : la privation de soufre, ou la faible teneur de la solution extérieure en ions phosphoriques.

Le rôle de la source de soufre s'explique par les propriétés inhibitrices du glutathion, sous sa forme oxydée, envers la synthèse des polyphosphates. L'influence de la concentration en phosphate, dans la solution nutritive nous paraît particulièrement intéressante pour l'interprétation des faits observés aussi bien dans le milieu naturel que dans nos cultures. En formant, après l'arrêt des synthèses, plus de polyphosphates dans le milieu à l'apatite que dans une solution de phosphate, *Bacillus cereus* et *Agrobacterium radiobacter* se comportent exactement comme *Aerobacter aerogenes*. Dans le sol, et plus spécialement dans la rhizosphère, la compétition pour les ions phosphoriques, pour l'azote minéral, et pour les facteurs de croissance organiques, peut être souvent plus étroite que la compétition pour le carbone organique et pour l'énergie dont il est la source principale.

DISCUSSION GÉNÉRALE

Les racines des végétaux et la plupart des micro-organismes vivant dans le sol prélèvent les éléments nécessaires à leur nutrition dans l'eau du sol, où ils se trouvent dissous, soit spontanément, soit sous l'action des catabolites excrétés par ces organismes ou de leurs enzymes extracellulaires. Mais, dans la majorité des sols, la solution d'imbibition contient moins d'une partie par million de phosphate, tous les problèmes posés par la nutrition phosphorée viennent de là. Encore ce faible taux est-il une valeur moyenne. A l'échelle cellulaire, la répartition des ions phosphoriques n'est pas homogène ; dans ce milieu où leur vitesse de diffusion est limitée, il existe un gradient continu de concentrations entre les surfaces cellulaires où ces ions sont absorbés et les interfaces où ils sont mis en solution.

La population microbienne est elle-même très inégalement distribuée dans le sol. L'examen microscopique de sol non perturbé, par les techniques des lames enfouies, ou des coupes de sol, a mis en relief la notion de microhabitat. Les colonies microbiennes se développent au contact des particules de sol, seulement dans les zones où leur nutrition est, pour un temps, assurée. Les colonies d'une espèce voisinent avec celles d'autres espèces, souvent par nécessité, par dépendance mutuelle pour des métabolites essentiels ou pour une forme d'énergie utilisable. Dans ces microhabitats où la densité de la micropopulation est relativement élevée, il y a compétition pour les phosphates disponibles, et la vitesse de diffusion des ions phosphoriques peut limiter croissance et activité de la même façon que la vitesse de diffusion de l'oxygène limite la croissance en milieu liquide à partir d'une certaine densité de population.

A — *Action des amendements phosphatés sur la micropopulation du sol*

Même dans des sols où de bons rendements de récolte ne peuvent être assurés sans d'importants apports phosphatés, la teneur en phosphore assimilable dosé par extraction à l'acétate, au citrate, ou au lactate n'est pourtant pas nulle. Nous l'avons vérifié en particulier pour les 8 sols étudiés en déterminant pour chacun d'eux l'indice Morgan.

La population microbienne atteint donc vraisemblablement son équilibre dans le sol bien avant d'avoir épuisé toutes les ressources de phosphore disponibles. Elle ne pourrait, d'ailleurs, s'accroître par simple incubation sans enrichissement, si elle était strictement limitée par la fourniture de phosphore. Dans ces conditions, la stimulation par incorporation de phosphates naturels relève nécessairement de deux facteurs principaux :

a) Hétérogénéité du milieu : le sol offre à la microflore une multitude de microhabitats inégalement pourvus en phosphore assimilable. L'apport de phosphates dimi-

nue la proportion de microhabitats où l'activité biologique est limitée par la pénurie de phosphore. Elle la diminue d'autant plus que les phosphates sont mieux dispersés.

b) Diversité des caractères physico-chimiques des différentes formes de phosphate, en premier lieu de leur solubilité. Incorporés à un sol, tous les échantillons d'apatite soumis à l'expérimentation stimulent la microflore, mais l'ampleur de la stimulation dépend de la provenance du minerai. Les différences de qualité entre les sources de phosphore naturellement présentes et apportées interviennent donc dans l'amélioration des conditions nutritives. A partir des cristaux, des particules, des fragments végétaux, de l'humus, les ions phosphoriques ne sont pas élués avec la même facilité. Beaucoup d'observations montrent que la vitesse d'élution des ions assimilables est assez réduite pour limiter l'accroissement de la population. Il faut, par exemple, plusieurs heures et parfois plusieurs jours pour atteindre l'équilibre entre le sol et les solutions d'extraction destinées au dosage du phosphore assimilable, du phosphore isotopiquement échangeable ou à la détermination de la valeur A de Fried et Dean (1952).

Dans le sol, la lenteur de l'élution est aggravée par la faible étendue de la migration. Celle-ci est bien illustrée par les pratiques de localisation des engrais phosphatés à proximité des racines ou par la prolifération souvent observée des poils absorbants au niveau des particules de phosphate. Elle dépend essentiellement des propriétés physico-chimiques des sols. Pourtant l'amplitude de la réponse biologique aux phosphates naturels n'a paru liée à aucune de ces propriétés. Cela ne se comprend aisément que si la prolifération des micro-organismes, comme celle des poils absorbants, est localisée aux particules de sol en contact immédiat avec les particules de phosphates introduites. Les colonies microbiennes s'épanouissent autour des cristaux d'apatite comme les oasis autour des points d'eau. A ce niveau, l'action stimulante de chaque phosphate dans chaque sol dépendra de l'aptitude de la microflore de ce sol à utiliser ce phosphate. Or, la proportion d'organismes assimilant activement l'apatite nous a paru, comme l'amplitude de la stimulation, indépendante des caractères pédologiques.

B — *Action des micro-organismes du sol sur les phosphates naturels*

En milieux artificiels, l'effet le plus manifeste du développement des micro-organismes, principalement des bactéries, sur les phosphates naturels, est l'action de dissolution liée à la production d'acides. Elle se prête à la recherche qualitative et au dénombrement des organismes actifs sur milieux solides et nous l'avons aussi appliquée à l'estimation quantitative de l'activité exercée en milieu liquide. De nombreuses études lui ont été consacrées depuis celles de Stoklasa ; les principaux acides mis en jeu sont maintenant bien connus, de même que les conditions de milieu les plus favorables à leur production et à leur révélation. Tous les auteurs s'accordent sur deux points essentiels, conformes également à nos propres résultats : la présence de glucose, ou d'un autre glucide simple aisément métabolisable, assure une bonne croissance et une dissolution rapide par acidification. La présence de carbonate de calcium limite ou supprime la dissolution des phosphates. De ces faits bien établis, on a parfois tiré argument pour contester l'action des produits acides de l'activité biologique dans le sol, où ils sont formés à partir de substrats complexes et immédiatement neutralisés par les carbonates.

L'assimilation des phosphates par les micro-organismes du sol ne nécessite pas d'ailleurs l'acidification préalable du milieu. Nous en avons fait la preuve à la fois sur plaques de gélose et en milieu liquide où la seule source de phosphore était apportée par l'apatite. Différentes raisons peuvent expliquer cette assimilation.

La solubilité de l'apatite dans l'eau est faible mais pas nulle. Si l'on soustrait continuellement de la solution les ions phosphoriques, comme l'a fait BARBIER (1957) par agitation en présence d'amberlite, une fraction beaucoup plus grande de phosphore peut être enlevée à l'apatite. La sensibilité des dosages colorimétriques permettait la révélation dans un filtrat de nos milieux liquides à l'apatite, avant ensemencement, de quelques dixièmes de µg de phosphore par millilitre. Au contraire, on ne pouvait jamais doser aucune trace de phosphore au début de la croissance dans les milieux ensemencés. L'absorption par les bactéries a donc les mêmes conséquences que la désionisation par l'amberlite. Dans une population mixte, un effet de sélection peut être exercé par la faible valeur de la concentration en ions phosphoriques.

En milieux gélosés, comme dans les conditions naturelles, la diffusion réciproque des phosphates dissous et des produits d'excrétion des cellules est plus limitée. Les micro-organismes peuvent avoir sur les cristaux d'apatite une action de contact semblable à celle des racines végétales, par excrétion de gaz carbonique ou de faibles quantités d'acide, insuffisantes pour modifier la réaction dans une large zone mais efficaces à l'échelle du micromilieu. Parmi les bactéries que nous avons étudiées, plusieurs appartiennent à des genres : *Achromobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, classiquement réputés peu glucidolytiques. En fait, la plupart des espèces utilisent quelques glucides, mais uniquement par voie oxydative, en produisant surtout du gaz carbonique. Les seuls acides formés sont des métabolites intermédiaires, qui ne s'accumulent pas en quantité appréciable. Mais, par leur capacité chélatrice autant que par leur fonction acide, des corps comme l'acide gluconique et l'acide 2-cétogluconique peuvent, sans diffuser au-delà du voisinage immédiat de la cellule productrice, créer autour d'elle des conditions favorables à l'élution continue des ions phosphoriques depuis les particules d'apatite. Leur action s'ajoute à celle du gaz carbonique éliminé, des acides muconiques et uroniques abondamment produits par les souches muqueuses d'*Agrobacterium*.

Il serait donc vain d'opposer le processus de dissolution de l'apatite par les produits acides du métabolisme et le processus d'assimilation. Ce ne sont pas deux voies différentes de transformation des phosphates naturels par les micro-organismes, mais deux aspects complémentaires d'une même action. Ils ne sont pas liés nécessairement l'un à l'autre, dans la mesure où la population peut ne pas absorber tout le phosphate dissous par les acides, mais peut aussi agir sur l'élution des ions phosphoriques par d'autres moyens, comme l'ont montré NEUBERG et ses collaborateurs. La dissociation de ces deux aspects paraît cependant plus favorisée par les conditions de culture artificielle que par les conditions naturelles.

Expérimentalement, en milieu glucosé à l'apatite, les bactéries fortement acidogènes dissolvent un large excès de phosphate. D'autres, formant peu ou pas d'acides, absorbent tout le phosphate enlevé à l'apatite, mais certaines en assimilent peu, certaines en accumulent beaucoup, sous des formes diverses et particulièrement sous forme de phosphates condensés. Ces différences sont très apparentes dans les résultats exposés au chapitre IX. Elles expliquent aussi les aspects observés sur nos milieux gélosés à l'apatite.

Dans le sol, les acides, neutralisés sur place, ne peuvent libérer d'ions phosphoriques que dans le microhabitat, hormis quelques cas particuliers. Ces ions sont d'ailleurs assimilés par tous les organismes présents, même par ceux qui, en culture pure, utiliseraient mal l'apatite. En définitive, il est peu probable que les ions phosphoriques enlevés aux phosphates naturels, que ce soit par l'action des acides, des chélateurs ou de tous autres produits de l'activité biologique, puissent augmenter notablement la teneur du sol en phosphate dissous. Mais, surtout dans des sols carencés en phosphore, ou dans des zones de sol appauvries par le prélèvement continu des végétaux, ils vont accroître, aux dépens des phosphates naturels, la masse de phosphore inclus dans les cellules et temporairement immobilisé.

C — *Conséquences des interactions entre micro-organismes et phosphates naturels dans le sol*

Le but essentiel de toute pratique agronomique est d'améliorer la nutrition des plantes. L'action des micro-organismes sur les phosphates naturels introduits dans le sol, l'action de ces phosphates sur la micropopulation auraient peu d'intérêt si elles n'exerçaient aucune influence sur l'aptitude du sol à supporter la croissance des plantes. Notre propos n'a pas été de démontrer, après tant d'autres, cette influence, mais d'analyser les causes et les conséquences de ces interactions à ce point de vue.

Un premier effet d'ordre général découle de la stimulation d'ensemble des activités biologiques. La minéralisation des apports organiques, la synthèse des colloïdes humiques, sont accélérées. Chaminade et Blanchet (1953) ont bien montré l'influence favorable de ces derniers sur l'absorption des éléments minéraux par les racines. Il est remarquable, en outre, que les groupes d'organismes les plus stimulés soient attachés aux étapes les plus décisives pour la fertilité du sol des cycles du carbone et de l'azote.

La réactivation de la microflore serait cependant inefficace si l'équilibre de la nutrition phosphorée de la plante n'était en premier lieu rétablie. Dans un sol pauvre en phosphore assimilable, micro-organismes et végétaux sont en compétition pour cet élément. Aussi bien, les phosphates naturels ne sont pas utilisés pour corriger rapidement les carences graves, surtout en sols neutres et alcalins, mais pour constituer une réserve de phosphore qui soit rendue graduellement disponible. Le bénéfice d'une application est couramment ressenti pendant plusieurs récoltes, et c'est dans cette transformation lente et progressive que les micro-organismes jouent un rôle. L'immobilisation du phosphore dans les cellules microbiennes peut être alors une étape importante, et le phosphore cellulaire un intermédiaire nécessaire entre les phosphates insolubles et les ions phosphoriques absorbés par la plante. L'ensemble de ces interactions prend toute sa signification dans la zone de sol soumise à l'influence des racines.

Dans la rhizosphère se trouve précisément réalisé un ensemble de conditions assez comparables à celles des milieux artificiels où nous avons observé l'accumulation de polyphosphates. Les racines de nombreuses plantes excrètent des quantités non négligeables de sucres et d'acides organiques, qui permettent à la population microbienne d'atteindre une densité parfois très importante. Même lorsque ces populations sont en équilibre et ne s'accroissent plus, les excrétions radicellaires leur

assurent un apport permanent de substrats carbonés utilisables comme source d'énergie. D'autre part, la teneur en phosphore soluble à proximité des racines est continuellement abaissée par l'absorption de celles-ci. La conjonction de racines vivantes, de phosphates naturels et de bactéries capables de les dissoudre, réalise donc un système propice à la formation de polyphosphates par ces dernières, chaque fois que leurs synthèses nucléiques se trouvent freinées. Or, dans le sol et même dans la rhizosphère, les bactéries sont rarement en croissance exponentielle. Leur masse augmente ou décroît en fonction des variations de tous les facteurs du microclimat, des stimulations et des antagonismes qui les affectent alternativement. Dans le cours de ces variations, les cellules microbiennes prélèvent ou excrètent dans le milieu, synthétisent leur propre substance ou s'autolysent, libérant alors leurs constituants, en particulier leurs constituants phosphorés.

Si donc dans nos milieux artificiels à l'apatite, nous n'avons pas observé d'excrétion active de phosphate, au moins à pH neutre ou alcalin, le milieu naturel offre à cet égard des possibilités très différentes. D'ailleurs HAROLD (1963) a obtenu une excrétion importante d'orthophosphate à partir de cellules ayant accumulé des polyphosphates, par simple élévation de la concentration saline. De telles éventualités ne sont pas exclues dans le sol. D'autre part, les cellules microbiennes peuvent être lysées par l'action de divers agents chimiques, physiques, le mycélium fongique par les bactéries mycolytiques, les bactéries et les actinomycètes par des virus spécifiques.

Toutes ces actions ont pour effet de libérer le phosphore immobilisé dans les bactéries. Une partie se trouve alors sous forme inorganique et, dans la rhizosphère, peut être absorbée directement par les végétaux. Une autre partie, sous forme organique, sera soumise à l'action des phosphatases, très actives, produites simultanément par les plantes et les micro-organismes. Enfin, certains complexes phosphorés organiques peuvent pénétrer dans la plante sans minéralisation préalable.

Si la rhizosphère favorise l'accumulation du phosphore dans les cellules microbiennes, elle facilite aussi une action directe sur les phosphates naturels des acides produits à la fois par les racines et par les micro-organismes. La plus forte densité de la population, la confluence des microhabitats, le meilleur approvisionnement en glucides simples concourrent à donner à la dissolution des phosphates une importance quantitative qu'elle peut rarement avoir à distance des racines. En outre, la proportion d'organismes capables d'exercer cette action a toujours été trouvée plus élevée dans la rhizosphère que dans le sol.

L'utilisation des phosphates naturels dans la rhizosphère est ainsi à l'image de la minéralisation de la matière organique : une voie de minéralisation directe conduit de la matière organique fraîche aux formes minérales assimilables par les plantes, une autre voie conduit à l'humus, masse de réserve dont la minéralisation sera très progressive. De même, la dissolution des phosphates par les acides d'origine biologique libère directement des ions phosphoriques assimilables, tandis que le phosphore cellulaire constitue une réserve analogue à l'humus.

RÉSUMÉ ET CONCLUSIONS

L'influence des phosphates naturels sur le rendement des cultures est liée à l'activité des micro-organismes dans les sols traités par ces engrais. Soixante-dix années de recherches ont établi cette notion sur des bases expérimentales solides sans expliquer, pourtant, de façon entièrement satisfaisante, le rôle de la microflore. Il nous a paru nécessaire, pour le mieux comprendre, d'étudier dans une première partie l'effet des phosphates naturels sur la micropopulation d'échantillons de sols incubés au laboratoire. L'action des micro-organismes sur les phosphates a été ensuite examinée dans les deux autres parties.

1° L'activité microbienne globale au cours de la classique épreuve d'incubation au laboratoire, estimée par mesure du gaz carbonique produit et par dénombrement des organismes viables, est remarquablement sensible à l'apport de phosphates naturels. L'amplitude de la stimulation observée varie d'un sol à l'autre dans des proportions significatives, mais ne peut être reliée à aucune des propriétés physico-chimiques étudiées. En particulier, elle est indépendante de la teneur en phosphore assimilable. Elle paraît donc caractériser la nature de la microflore plus que les conditions de milieu. Elle dépend, d'autre part, de la qualité du phosphate incorporé, les minerais les plus actifs étant aussi les plus solubles dans les réactifs classiques d'extraction du phosphore dit « assimilable ».

2° L'analyse des groupements fonctionnels de micro-organismes nous a montré la profonde évolution de la composition qualitative de la microflore après apport de phosphates naturels. Les organismes les plus spécialisés : fixateurs d'azote, nitrificateurs, cellulolytiques aérobies, sont l'objet d'une stimulation préférentielle. A la lumière de nos résultats, l'amélioration du rendement de culture paraît ne plus devoir être imputée seulement à l'augmentation de la teneur en ions phosphoriques disponibles. En effet, la réactivation de la microflore se traduit principalement par un accroissement de la production de nitrates, de la production de substances de croissance, de la synthèse de matériel humique, et retentit ainsi sur la nutrition azotée des plantes, leur alimentation en eau et l'ensemble de leur développement.

3° Beaucoup d'espèces de micro-organismes isolés du sol sont capables de provoquer une dissolution rapide et énergique des phosphates naturels. Par des modifications des techniques classiques, nous avons d'abord montré comment la révélation de cette propriété était liée aux conditions de nutrition réalisées dans le milieu. Nous avons étudié ensuite la distribution dans les sols, en fonction des facteurs écologiques, et la position systématique des espèces bactériennes actives. Tous les sols en sont pourvus mais dans des proportions très variables, allant de 1 à 35 p. 100 de la microflore totale dans les conditions expérimentales utilisées. Aucune corrélation ne peut être établie entre ces taux et le pH des sols, leurs teneurs en argile, en matière organique, en phosphore assimilable. Seule la végétation portée exerce une influence,

la culture de Légumineuses tendant à enrichir la microflore en bactéries dissolvant activement les phosphates. Par ailleurs, cette propriété ne peut être reliée à des caractères morphologiques ou physiologiques d'un groupe particulier de bactéries. Quarante souches étudiées se répartissent entre 9 genres différents d'Eubactéries parmi les plus fréquents dans le sol, à Gram positif ou à Gram négatif, sporogènes ou asporogènes, de pouvoir glucidolytique très variable.

4° En culture pure de bactéries ou de champignons, la production d'acide à partir des glucides est la cause la plus fréquente de la dissolution des phosphates naturels. La formation de halos s'étendant à distance des colonies sur milieux gélosés à l'apatite, l'élévation de la teneur en phosphate dissous des filtrats de culture en milieu liquide, ne sont obtenues qu'avec des espèces acidogènes. Mais l'assimilation des phosphates naturels par les micro-organismes ne nécessite pas l'acidification du milieu. Diverses espèces, non acidogènes, absorbent autant ou plus de phosphate dans un milieu où il est fourni sous forme d'apatite que dans le même milieu contenant un mélange de phosphates solubles. L'accumulation de phosphore dans les cellules se traduit alors par une chute importante du rapport azote/phosphore.

5° Dans les cellules bactériennes présentant une forte teneur en phosphore après croissance sur un milieu contenant du phosphate naturel comme seule source de phosphore, une part importante du phosphore est retrouvée sous forme de phosphates condensés, de poids moléculaire élevé. Par coloration au bleu de toluidine, ces composés sont visibles dans la cellule où ils forment des inclusions métachromatiques de taille et de forme diverses. Ils peuvent être, en outre, caractérisés dans des extraits cellulaires par précipitation barytique et chromatographie.

6° L'accumulation de polyphosphates par les bactéries ne prend d'importance que dans les cellules ayant cessé de se diviser, mais disposant encore d'un aliment énergétique tel que le glucose. La confrontation de nos résultats avec les observations de HAROLD permet de considérer la formation de polyphosphates comme le résultat d'un ralentissement des synthèses nucléiques, dans un milieu où la concentration extérieure en phosphate dissous est constamment faible. Ces conditions sont analogues à celles que rencontrent fréquemment les bactéries dans le milieu naturel.

7° L'ensemble de nos observations nous conduit à envisager l'action des micro-organismes sur les phosphates naturels incorporés au sol, sous deux aspects généralement complémentaires :

Les produits acides du métabolisme de diverses espèces de micro-organismes sont le plus souvent neutralisés sur place et ne libèrent d'ions phosphoriques que dans le microhabitat où ils sont formés. Mais ils contribuent ainsi à faciliter l'assimilation de ces phosphates par toute la microflore.

D'autres espèces peuvent, sans excréter d'acide, assimiler les phosphates naturels et certaines en accumulent de grandes quantités, partiellement sous forme de polyphosphates. La réserve de phosphore inclus dans les cellules microbiennes se reconstitue ainsi continuellement à partir des formes les moins solubles. Au contraire, les corps phosphorés organiques et minéraux qu'elle libère sont utilisables par les plantes directement ou après action des phosphatases.

Cette conception des transformations subies dans le sol par les phosphates naturels est conforme aux enseignements tirés de leur application en champ, et nous pensons avoir partiellement élucidé le mécanisme de cette action.

SUMMARY

CONTRIBUTION TO THE STUDY OF THE INTERACTIONS
BETWEEN ROCK PHOSPHATES AND THE SOIL MICROFLORA

The influence of rock phosphates on the yield of crops is related to the activity of micro-organisms in soils fed with these fertilizers. In view of explaining the part played by the microflora, we studied on the one hand its response to incorporation of phosphates and on the other hand, the action of micro-organisms on the transformation of these. 1 — Measuring the CO_2 produced and counting the viable organisms, is extremely sensitive to the application of rock phosphates. The amplitude of the registered stimulation varies from one soil to another in significant proportions, but cannot be connected with any of the physico-chemical properties studied. It is especially independent of the content of available phosphorus. It therefore seems to characterize the nature of the microflora rather than the medium-conditions. On the other hand, it depends on the quality of the incorporated phosphorus, the most active ores also being the most soluble in the classical reagents for the extraction of the so-called « available » phosphorus. 2 — The most specialized organisms — nitrogen — are subject to preferential stimulation. In the light of the results obtained it seems that the improvement of the crop yield should not only be ascribed to the increase in the content of available phosphoric ions. Indeed, the reactivation of the microflora expresses itself through on increase in the nitrate production, the production of growth-hormones, the synthesis of humic matter and has thus an effect on the nitrogen nutrition of plants, on their water supply and their development in general.

A number of species of microorganisms isolated from the soil are able to cause a fast and energetic dissolution of the rock phosphates. All the soils are provided with these, but in largely varying amounts, from 1 to 36 p. 100 of the total microflora in the chosen experimental conditions. No correlation can be found between these rates and the pH of soils, their content in clay, organic matter and available phosphorus. Only the vegetation growing on these soils has some influence : a crop of legumes tends to enrich the microflora with bacteria which dissolve actively the phosphates. Moreover, this property cannot be related to morphological or physiological characteristics of a particular group of bacteria. The 40 strains investigated are distributed in nine different genera of Eubacteria which are amongst the most frequent in the soil.

In a pure culture of bacteria or fungi, the production of acid from the glucides is the most frequent cause for the dissolution of rock phosphates. But different, non-acidogenous species absorb as much or more phosphate in a medium into which it is introduced as apatite than in the same medium containing a mixture of soluble phosphates. The accumulation of phosphorus in the cells expresses itself in this case by an important decrease in the nitrogen phosphorus ratio. A large fraction of phosphorus is recovered in form of condensed phosphates, with a high molecular weight, forming metachromatic inclusions of varying shape and size. The accumulation of polyphosphates is apparently due to a slackening of the nucleic syntheses in a medium in which the external concentration of dissolved phosphates is constantly low. These conditions are similar to those which the bacteria frequently find in the natural medium.

The action of micro-organisms on rock phosphates put into the soil can thus be considered from two usually complementary standpoints :

The acid metabolic products of different species of microorganisms are mostly neutralized on the spot and release phosphoric ions only in the microhabitat in which they are formed. But they thus render easier the assimilation of these phosphates by the whole microflora. Other species can, without producing any acid, assimilate rock phosphates, and some of them accumulate important quantities of these phosphates, partly in form of polyphosphates. The phosphorus reserve enclosed in the microbial cells in thus continuously regenerated from the least soluble forms. On the contrary, the organic and mineral phosphorus compounds which it releases are directly available for the plants or after action of the phosphatases.

ZUSAMMENFASSUNG

BEITRAG ZU UNTERSUCHUNG DER WECHSELWIRKUNGEN
ZWISCHEN ROHPHOSPHATE UND BODENMIKROFLORA

Der Einfluss der Rohphosphaten auf die Ertragsleistungen steht im Zusammenhang mit der Mikrobentätigkeit in Böden, die mit diesen Dünger behandelt wurden. Um die Rolle der Mikroflora aufzuklären, wurden einerseits ihre Reaktion zum Einsatz von Phosphaten und ander-

seits die Wirkung der Mikroorganismen bei der Umstaltung dieser Verbindungen untersucht. Die gesamte mikrobielle Aktivität, die im Labor durch Bestimmung des erzeugten CO_2 und Aufzählung der lebensfähigen Organismen abgeschätzt wurde, erweist sich als besonders empfindlich gegenüber dem Einsatz von natürlichen Phosphaten. Die Grösse der beobachteten Stimulation ändert sich in gesicherter Weise von einem Boden zum anderen, kann aber mit keiner der untersuchten chemisch-physikalischen Eigenschaften in Zusammenhang gebracht werden. Besonders ist sie von dem Gehalt an aufnehmbaren Phosphor unabhängig. Sie scheint also eher die Natur der Mikroflora als die Verhältnisse des Milieu zu charakterisieren. Anderseits hängt sie von der Qualität des eingebrachten Phosphats ab, da die wirksamsten Erze auch die lösichsten in den klassischen Extraktionsreagenzien des sog. « aufnehmbaren » Phosphors sind. Die am weitesten spezialisierten Organismen — Stickstoffbinder, Nitrifikationsagenzien, aerobielle Zellulose zersetzen — werden einer Wahlstimulation unterworfen. Auf Grund der erzielten Ergebnisse scheint die Verbesserung der Ertragsleistungen nicht mehr nur auf die Erhöhung des Gehaltes an aufnehmbaren Phosphorionen zurüchzuführen zu sein. Tatsächlich wird die Reaktivierung der Mikroflora hauptsächlich durch eine Erhöhung der Nitraterzeugung, der Produktion von Wachstumshormone und der Synthese des Humustoffes ausgedrückt, und es werden dadurch die Stickstoffernährung, die Wasserversorgung und die gesamte Entwicklung der Pflanzen beinflusst.

Viele Mikrobenarten, die aus dem Boden isoliert wurden, sind imstande einen schnellen und energischen Abbau der Rohphosphate zu bewirken. Sie sind in allen Böden vorhanden, aber in sehr verschiedenen Masse — von 1 bis 35 pro 100 der gesamten Mikroflora in den vorstehenden Versuchsbedingungen. Es kann kein Zusammenhang zwischen diese Verhältnisse und den pH der Böden, ihren Gehalt an Ton, organischen Stoffe und aufnehmbarem Phosphor festgestellt werden — Nur die getragene Vegetation übt einen Einfluss aus : der Anbau von Hülsenfrüchte bewirkt im allgemeinen eine Ansicherung der Mikroflora an Bakterien, welche die Phosphate aktiv auslösen — Andererseits kann diese Eigenschaft auf morphologische oder physiologische Merkmale einer bestimmten Bakteriengruppe nicht bezogen werden. Die 40un tersuchten Stämme verteilen sich auf 9 verschiedene Eubakteriengattungen, die zu den häufigsten in den Böden zählen.

In einer Reinkultur von Bakterien oder Pilze ist die Säureerzeugung aus Karbohydraten die häufigste Ursache für die Auflösung der Rohphosphaten. Verschiedene Arten, die keine Säure erzeugen, absorbieren aber genau so viel oder sogar mehr Phosphat in einem Milieu, in welchen es in Form von Apatite gegeben wurde als in dem selben Milieu mit einer Mischung von löslichen Phosphaten. Die Anhäufung von Phosphor in den Zellen drückt sich dann durch starke Verminderung des Stickstoff— Phosphorverhältnisses aus. Ein grosser Teil des Phosphors wird in Form von kondensierten Phosphaten wiedergefunden, die ein hohes Molekulargewicht besitzen und metachromatische Einschlüsse von verschiedener gestalt und Grösse bilden. Die Anhäufung der Polyphosphaten scheint infolge einer Verlangsammung der nukleischen Synthese in einem Milieu, in welchem die äussere Konzentration der aufgelösten Phosphaten immer schwach bleibt, zu entstehen.

Die Wirkung der Mikroorganismen auf den im Bodeneingebrachten Rohphosphaten kann also von zwei, sich normalerweise ergänzenden Seiten aus betrachtet werden.

Die sauren Stoffwechselprodukten aus verschiedenen Mikrobenarten werden in den meisten Fällen an Ort und Stelle neutralisiert und entlassen nur Phosphorionen in den Kleinststandort, wo sie erzeugt wurden. Dadurch tragen sie aber dazu, die Assimilation dieser Phosphaten durch die gesamte Mikroflora zu erleichtern.

Andere Arten können die Rohphosphate ohne Säureauscheidung aufnehmen, und einige sind sogar imstande, hohe Mengen davon, teilweise in Form von Polyphosphaten, anzuhäufen. Der in den Mikrobenzellen eingeschlossene Phosphorvorrat wird dadurch ständig aus den am wenigsten löslichen Formen wiederaufgebaut. Im Gegenteil werden die organischen und mineralischen Phosphorelemente, die sie ausscheidet, entweder direkt oder nach Einwirkung der Phosphatasen für die Pflanze verfügbar.

К изучению взаимодействия между природными фосфатами и почвенной микрофлорой.

А. ТАРДЬЕ-РОШ.

РЕЗЮМЭ

Влияние природных фосфатов на урожайнсть растительных культур связано с активностью микроорганизмов почв удобряемых этими веществами. Для выяснения роли микрофлоры автором были изучены реакция

микрофлоры на внесение фосфатов и участие микроорганизмов в превращениях этих соединений. Общая активность микробов определявшаяся в лабораторных условиях при помощи измерений количеств выделяемой углекислоты и подсчета жизнеспособных организмов, сильно реагирует на внесение природных фосфатов. Размеры наблюдавшейся стимуляции варьируют в довольно сильной пропорции в зависимости от почвы, но не зависят ни от одного из ее изученных физико-химических свойств и в частности от количества содержащегося в ней усвояемого фосфора. Следовательно, стимуляция эта должна быть более характерной для природы микрофлоры, чем для условий среды. И с другой стороны, она зависит от качества внесенного фосфата, наиболее активными из которых являются также и наиболее растворимые в классических реактивах экстрагирования усвояемого фосфора. Наиболее специализованные организмы : закрепители азота, нитрификаторы, аэробные организмы сбраживающие клечатку, являются предметом избирательной стимуляции. В свете полученных результатов, повышение урожайности культур не может быть обусловлено только увеличением количества свободных ионов фосфора. И действительно, реактивация микрофлоры проявляется главным образом в увеличении продукции нитратов, гормонов роста, и синтеза гуминовых образований, отзываясь таким образом на азотном питании растений, на их водном режиме и общем развитии.

Некоторые отдельные виды микроорганизмов почвы способны сами по себе вызвать быстрое и энергичное растворение природных фосфатов. Эти микроорганизмы содержатся во всех почвах в разных пропорциях; от 1 до 35 % общей микрофлоры в условиях данного опыта. Но нет возможности установить никакой корреляции между этими пропорциями и кислотностью почв, содержанием в них глины, органического вещества и усвояемого фосфора. Только растительный покров имеет влияние, в частности — бобовые, обогащающие микрофлору бактериями, активно растворяющими фосфаты. Но это свойство не может быть отнесено к морфологическим или физиологическим особенностям какой-либо определенной группы бактерий. Сорок изученных штаммов распределяются между девятью различными видами наиболее распространенными в почве.

В чистой культуре бактерий или грибов образование кислоты на базе глюкозидов является главной причиной растворения природных фосфатов. Но некоторые виды не образующие кислот, поглощают столько-же, или даже большие количества фосфатов в среде в которой эти последние находятся в форме апатита, чем в той-же среде, но содержащей смесь растворимых фосфатов. В этом случае, накопление фосфора в клетках проявляется в форме резкого падения соотношения азот-фосфор. Значительная часть фосфора переходит в форму конденсированых фосфатов обладающих крупным молекулярным весом и образующих мэтахроматические включения разные по величине и по форме. По мнению автора накопление полифосфата является следствием замедления нуклеинового синтеза в среде с постоянно слабой концентрацией растворенного фосфата. Эти условия аналогичны тем с которыми бактерии постоянно сталкиваются в природной среде.

Действие микроорганизмов на природные фосфаты можно таким образом разсматривать с двух точек зрения, взаимно дополняющих одна другую :

Кислые продукты метаболизма различных микроорганизмов чаще всего нейтрализуются на месте, освобождая ионы фосфора только в микрос-

фере в которой формируются. Но они содействуют таким образом облегчению ассимиляции фосфатов всей микрофлорой.

Другие виды обладают способностью ассимилировать без выделения кислот природные фосфаты, крупные количества которых накопляются некоторыми микроорганизмами, особенно в форме полифосфатов. Запас фосфора включенного в клетки микробов, таким образом, постоянно возобновляется, начиная с наименее растворимых форм. И, напротив, освобожденные таким образом органические и минеральные соединения фосфора, используются растениями прямо, или после действия на эти вещества — ферментов фосфатаз.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALBERT H., 1920. A new stain for Diphteria bacilli. *J. amer. Med. Assoc.*, **74**, 28.

ALBERT H., 1921. Modification of stain for Diphtéria bacilli. *J. amer. Med. Assoc.*, **76**, 240.

ALLEN O. N., 1940. The estimation of phosphorus. *Bioch. J.*, **34**, 858.

ASLYNG H. C., The lime and phosphate potentials of soil ; the solubility and availability of phosphates. *Roy. Vet. agric. Coll. Yearbook*, Copenhagen, **1**.

BARBIER G., LESAINT M., QUILLON P., 1957. Sur la dissolution de phosphates peu solubles dans le sol, étudiée par dilution isotopique. *Agrochim.*, **1**, 210.

BARBIER G., TENDILLE Cl., 1958. Coefficient de partage entre sol et plante (ou entre sol et microbes) des ions PO_4 libérés par la dissolution des phosphates naturels. *Congr. intern. Et. Phosph.*, Biarritz.

BARJAC H. de , POCHON J., 1953. Titrage du pouvoir ammonifiant de la microflore des sols. *Ann. Inst. Pasteur*, **85**, 82.

BELOZERSKI A. N., KOULAEV I. S., 1957. Polyphosphates and their significance in the development of *Aspergillus niger*. *Biokhimija*, **22**, 29.

BEREZOVA E. F., OUVAROVA V. N., NESTEROVA G. N., NESTEROVA E. T., 1956. Utilisation des bactéries désintégrant le phosphate tricalcique pour l'amélioration de la nutrition phosphorée des plantes et la hausse de l'effectivité de la farine phosphorique. *Bull. Inform. tech. Sci. Microbiol. Agric.*, **1**, 18, Leningrad.

BIRCH H. F., 1958. The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, **10**, 9.

BRADLEY D. B., SIELING D. H., 1953. Effect of organic anions and sugars on phosphate precipitation by iron and aluminium as influenced by pH. *Soil Sci.*, **76**, 175.

BROWN L. A., 1935. Phosphorus penetration and availability in soils. *Soil. Sci.*, **39**, 277.

BUNT J. S., ROVIRA A. D., 1955. The effect of temperature and heat treatment on soil metabolism. *J. Soil Sci.*, **6**, 119.

CARBONA F., CUZIN J. L., 1956. Contribution à l'étude de la structure physique fine des phosphates naturels de chaux. *Proc. nation. Acad. Sci.*, India. **6**, 550,

CHANG S. C., 1940. Assimilation of phosphorus by a mixed soil population and by pure cultures of soil fungi. *Soil Sci.*, **49**, 197.

CHARLOT G., BEZIER D., *Dosage de carbonate en présence de soude. — Méthodes modernes d'analyse quantitative minérale*, 39, Masson.

CHAYEN R., CHAYEN S., ROBERTS E. R. 1955. Observations on nucleic acid and polyphosphate in *Torulopsis utilis*. *Biochim. Biophys. Acta.*, **16**, 117.

CLAUS D., WITTMANN H., RIPPEL BALDES A., 1958. Untersuchungen über die Zusammensetzung von Bakterienschleimen und deren Lösungsvermögen gegenüber Schwerlöslichen anorganischen Verbindungen. *Arch. Mikrobiol.*, **29**, 169.

CORBET A. S., 1934. Studies on tropical soil microbiology : the evolution of carbon dioxide from the soil and the bacterial growth curve. *Soil. Sci.*, **37**, 109.

DALTON J. D., RUSSEL G. C., SIELING D. H., 1952. Effect of organic matter on phosphate availability. *Soil Sci.*, **73**, 173-181.

DEAN L. A., 1934. Electrodialysis as a mean of studying the nature of soil phosphates, *Soil Sci.*, **37**, 253.

DEAN L. A., RUBINS E. J., 1947. Anion exchange in soils : Applicability to problems of soil fertility. *Soil Sci.*, **63**, 399.

DELSAL J. P., MANHOURI H., 1958. Étude comparative des dosages colorimétriques du P. IV. Dosage de l'orthophosphate en présence d'esters phosphoriques. *Bull. Soc. Chim. biol.*, **11**, 1623.

DEMOLON A., BASTISSE E., 1934. Contribution à l'étude de la mécanique chimique des anions dans le sol. *Ann. agron.*, **4**, 53.

DIRHEIMER G., EBEL J. P., 1962. Phosphorylation enzymatique du glucose par les polyphosphates inorganiques chez *Corynebacterium xerosis*. *Bull. Soc. Chim. biol.*, **44**, 412.

DISCHE Z., 1930. Über einige neue characteristische Farbereaktionen der Thymonücleinsäure, und eine Mikromethode zur Bestimmungderselken in tierischen Organen mit Hilfe dieser Reaktionen. *Mikrochemia*, **8**, 4.

DREWES D. K., 1928. Über die Beteiligung von Mikroorganismen auf der Aufschliessung unlöslicher Phosphate. Zbl. Bakteriol. Parasiteuk, **76**, 102.

DUFF R. B., WEBLEY D. M., 1959. 2-Ketogluconic acid as a natural chelator produced by soil bacteria. *Chem. Ind.*, 1376.

DUGUID J. P., SMITH I. W., WILKINSON J. F., 1954. Volutin production in *Bacterium aerogenes* due to development of an acid reaction. *J. Pathol. Bacteriol.*, **67**, nº 2, 289.

EBEL J. P., 1952. Recherches sur les polyphosphates contenus dans diverses cellules vivantes. I. Mise au point d'une méthode d'extraction. II. Étude chromatographique et potentiométrique des polyphosphates de levure. III. Recherche et dosage des polyphosphates dans les cellules de divers micro-organismes et animaux supérieurs. IV. Localisation cytologique et rôle physiologique des polyphosphates dans la cellule vivante. *Bull. Soc. Chim. biol.*, **36**, 321, 330, 491, 498.

EBEL J. P., 1953. Recherches sur les poly- et métaphosphates. I. Mise au point d'une méthode de séparation par chromatographie sur papier. II. Essai d'application quantitative de la technique de séparation des poly- et métaphosphates par chromatographie sur papier. III. Application de la technique de chromatographie sur papier à l'étude de quelques poly- et métaphosphates d'existence et de constitution discutées. *Bull. Soc. Chim. Fr.*, **20**, 991, 998, 1089.

EBEL, J. P., 1954. Séparation par chromatographie sur papier des oxyacides du phosphore. *Mikrochem. Acta.*, **6**, 679.

EBEL J. P., COLAS J., MULLER S., 1958. Recherches cytochimiques sur les polyphosphates inorganiques contenus dans les organismes vivants. I. Étude de la réaction de métachromasie et des colorations au vert de méthyle et à la pyronine en fonction de la longueur de chaîne des polyphosphates. II. Mise au point des méthodes de détection cytochimique spécifiques des polyphosphates. III. Présence de polyphosphates chez divers organismes inférieurs. *Exper. Cell Res.*, **15**, 21, 28, 37.

EBEL J. P., DIRHEIMER G., YACOUB M., MULLER-FELTER S., 1962. Séparation des acides ribonucléiques et des polyphosphates inorganiques. I. Essais de séparation par électrophorèse et par chromatographie. *Bull. Soc. Chim. biol.*, **44**, 1167.

EPHRAÏM F., 1939. *Inorganic chemistry*, 3rd English ed,, Nordeman Publishing Co., Inc. New York.

FRAPS G. S., STERGES A. J., 1939. Effect of phosphates on nitrifying capacity of soils. *Soil Sci.*, **47**, 115. 121.

FRED E. B., HAAS A. R. C., 1919. The etching of marble by roots in the presence of bacteria. *J. Gen. Physiol.*, **1**, 631.

FRIED M., DEAN L. A., 1952. A concept concerning the measurement of available soil nutrients. *Soil Sci.*, **73**, 263.

GAARDER T., 1930. Die Bindung des Phosphorsäure in Erdboden. *Vestl. Forstl. Forskssta*, Meddel 14.

GAK D. Z., 1959. Activité physiologique et taxonomie des micro-organismes mobilisant le phosphore, isolés de réservoirs d'eau baltique. *Mikrobiol.*, **28**, 551.

GERRETSEN F. C., 1949. The influence of microorganisms on the phosphate intake by the plant. *Plant and Soil*, **1**, 51.

GORING C. A. I., 1955. Biological transformations of phosphorus in soil. Factors affecting synthesis of organic phosphorus. *Plant and Soil*, **6**, nº 1, 26.

GRAZIA S. de, CERZA U., 1908. Sull intervento der microorganismi nella utilizazione dei fosfati insolubili del suolo da parte delle piante superiori. *Annu. Rep. Stn. chem. Agric. sper.*, Roma (II), **2**.

GRELET N., 1952. Le determinisme de la sporulation de *Bacillus megaterium*. IV. Constituants minéraux du milieu synthétique nécessaires à la sporulation. *Ann. Inst. Pasteur*, **83**, 71.

HAAS A. R., 1916. The excretion of acids by roots. *Proc. Nat. Acad. Sci.*, **2**, 561.

HANES C. S., ISHERWOOD F. A., 1949. Separation of the phosphoric esters on the filter paper chromatogram. *Nature*, **164**, 1107.

HAROLD F. M., 1960. Accumulation of inorganic polyphosphate in mutants of *Neurospora crassa*. *Biochim. Biophys. Acta*, **45**, 172.

HAROLD F. M., 1962. Depletion and replenishment of the inorganic polyphosphate pool in *Neurospora crassa*. *J. Bacteriol.*, **83**, 1047.

HAROLD F. M .,1963. Accumulation of inorganic polyphosphate in *Aerobacter aerogenes*. (216), I. Relationship to growth and nucleic acid synthesis. (222), II. Environmental control and the role of sulfur compounds. (885), III. Inorganic polyphosphate of high molecular weight from *Aerobacter aerogenes*. *J. Bacteriol.*, **86**, 216, 222, 885.

HECK A. F., 1934. Phosphate fixation and penetration in soils. *Soil Sci.*, **37**, 343.

HEWITT H. B., 1947. Bacterial calculi. *J. Pathol. Bacteriol*, **59**, 657.

HIBBARD P. L., 1935. Factors influencing phosphate fixation in soils. *Soil. Sci.*, **39**, 337.

HOFFMANN-OSTENHOF O., KENEDY J., KECK K., GABRIEL O., SCHONFELLINGER H. W., 1954. Ein neues phosphat übertragendes Ferment aus Hefe. *Biochim. Biophys. Acta*, **14**, 285.

HOPKINS G., WHITING A. L., 1916. III. Soil bacteria and phosphate. *Agric. exper. Stn. Bull.*, **190**, 395.

HUGHES D. E., MUHAMMED A., 1961. The metabolism of polyphosphate in bacteria. *Coll. Intern. C. N. R. S.* sur les acides ribonucléiques et les polyphosphates, Strasbourg ; Éd. C. N. R. S., Paris, p. 592.

ILIALETDINOV, A. N., 1957. Au sujet de la dissolution des phosphorites par les bactéries. *Izvest. Akad. Nauk. S. S. R.. Kazakh*, **12**, 92.

JEENER R., BRACHET J., 1943. Synthesis of nucleic acid by yeast. Relations with fermentation and respiration. *Bull. Acad. roy. Belg.*, **29**, 476.

JENSEN C. A., 1917. Effect of decomposing organic matter on the solubility of certain inorganic constituents of the soil. *J. agric. Res.*, **9**, 253.

JOHNSTON H. W., 1951. Amendment to GERRETSEN's technique for the preparation of plates used for studying phosphate dissolving microorganisms. *Plant. and Soil*, **3**, 94.

JOHNSTON H. W., 1952. The solubilization of phosphate. I. The action of various organic compounds on dicalcium and tricalcium phosphates. *New. Zeal. J. Sci. Technol.* B., **33**, 436.

JOHNSTON H. W., 1954. The solubilization of « insoluble » phosphate. II. A quantitative and comparative study of the action of selected aliphatic acids on tricalcium phosphates. *New. Zeal. J. Sci. Technol.* B., **36**, 49, 281.

JUNI E., KAMEN M. D., REINER J. M., SPIEGELMAN S., 1948. Turnover and distribution of phosphate compounds in yeast metabolism. *Arch. Biochem.*, **18**, 387.

KAILA A., 1949. Biological absorption of phosphorus. *Soil Sci.*, **63**, 279.

KATZNELSON H., BOSE B., 1959. Metabolic activity and phosphate dissolving capability of bacterial isolates from wheat roots, rhizosphere and non rhizosphere soil. *Canad. J. Microbiol.*, **1**, 79.

KATZNELSON H., PETERSON E. A., ROUATT J. W., 1962. Phosphate-dissolving microorganisms on seeds and in the root zone of plants. *Canad. J. Bot.*, **40**, 1181.

KELLEY W. P., 1918. Effect of nitrifying bacteria on the solubility of tricalcium phosphate. *J. agric. Res.*, **12**, 671.

KOBUS J., 1961. Participation des fractions insolubles aux transformations des composés phosphoriques dans le sol. *Roczniki Nauk. Rolniczych*, **91**, 5.

KOCH A., KRÖBER E., 1906. Der Einfluss der Bodenbakterien auf das Löslichwerden der phosphorsäure aus verschiedenen Phosphaten. *Zbl. Bakteriol.*, Abt. II, **18**, 576.

KONIG E., 1958. *Beitrag zur Aufschliessung von Phosphorsäure aus Schwerlöslichen Rohphosphaten durch Bodenpilze.* Thèse Doctorat, Stuttgart.

KORNBERG S. R., 1956. Tripolyphosphate and trimetaphosphate in yeast extracts. *J. biol. Chem.*, **218**, 23.

KORNBERG A., KORNBERG S. R., SIMMS S. E., 1956. Metaphosphate synthetise by an enzyme from *Escherichia coli*. *Biochim. Biophys. Acta*, **20**, 215.

KORNBERG S. R., 1957. Adenosine triphosphate synthetise form polyphosphate by an enzyme from *Escherichia coli*. *Biochim. Biophys. Acta*, **26**, 294.

KOULAEV I. S., BELOZERSKI A. N., MANSUROVA C. E., 1959. Polyphosphate metabolism in submerged cultures of *Penicillium chrysogenum* Q-176. *Biokhimija*, **24**, 253.

KRÖBER E., 1909. Über das Löslichwerden der Phosphorsäure aus wasserunlöslichen Verbindungen unter der Einwirkung von Bakterien und Hefen. *J. Landw.*, **57**, 5.

KURYLOWICZ B., KERMEN J., 1957. Introduction à la recherche des bactéries du sol capables de faciliter l'assimilation par les plantes de composés phosphorés difficilement solubles. *Zeszyty Nauk., S. G. G. W., Rolnictowo*, **1**, 75.

LAGATU H., MAUME L., 1930. Le diagnostic foliaire. *Ann. Éc. nation. sup. agron. Montpellier*, **20**, 219.

LANGEN P., LISS E., 1958. Über Bildung und Umsatz der Polyphosphate der Hefe. *Biochem. Z.*, **330**, 455.

LASLO G., POP Cl., 1957. Mobilisation des phosphates par certaines espèces de micro-organismes. *Pedologie*, **7**, n° spécial symp. Meth. et. microbiol. Sol., 172, Gand.

LIEBIG J., 1846. *Die chemie in ihrer Anwendung auf agrikultur und physiologie*, 6th ed., Braunschweig.

LIEBIG J., 1858. Über einige Eigenschaften der Ackerkrume. *Ann. Chem. Pharm.*, **105**, 109.

LIPMAN J. G., MC LEAN H. C., LINT H. C., 1916. Sulfur oxidation in soils and its effect on the availability of mineral phosphates. *Soil Sci.*, **2**, 499.

LOUW H. A., WEBLEY D., 1958. A plate method for estimating the numbers of phosphate dissolving and acid producing bacteria in soil. *Nature*, London, **182**, 1317.

LOUW H. A., WEBLEY D. M., 1959. A study of soil bacteria dissolving certain mineral phosphate fertilizers and related compounds. *J. appl. Bacteriol.*, **22** (2), 227.

LUPTON N. T., 1893. In *Alo. Agric. exper. Stn. Bull.*, **48**, 1-10.

MC CRADY M. H., 1918. Tables for rapid interpretation of fermentation tube results. *Canad. Pub. Health. J.*, **9**, 201.

MC LEAN H. C., 1918. The oxidation of sulfur by microorganisms in its relation to the availability of phosphate. *Soil Sci.*, **5**, 251.

MANDL I., NEUBERG C., 1956. Solubilization, migration and utilization of insoluble matter in nature. *Adv. Enzymol.*, **17**, 135.

MAZÉ P., 1911. Recherches sur la physiologie végétale. *Ann. Inst. Pasteur*, **25**, 705, Paris.

MEJBAUM W., 1939. Über die Bestimmung kleiner Pentosemengen insbesondere in Derivaten der Adenylsäuren. *Z. physiol. Chem.*, **258**, 117.

MEHLTRETTER C. C., ALEXANDER B. H., RIST C. E., 1953. Sequestration by sugar acids. *Ind. Enging. Chem.*, **45**, 2782.

METZGER W. H., 1940. Significance of adsorption or surface fixation of phosphorus by some soils of the prairie group. *Soil Sci.*, **32**, 513.

METZGER W. H., 1941. Phosphorus fixation in relation to the the iron and aluminium of the soil. *J. amer. Soc. Agron.*, **33**, 1093.

MEYER A., 1904. Orientirende Untersuchungen über Verbreitung, Morphologie und Chemie des Volutins. I. Allgemeine Resultate der Arbeit. *Bot. Z.*, **62**, 113.

MEYER L., 1949. Étude concernant l'effet de l'activité biologique du sol sur la possibilité d'utilisation de l'acide phosphorique des phosphates. *Ass. intern. Ét. Phosph.*, Blois.

MIDGLEY A. R., DUNKLEE D. E., 1945. The availability to plants of phosphates applied with cattle manure. *Vermont Agric. exper. Stn. Bull.*, 525.

MOUROMTSEV G. S., 1955. Étude sur l'isolement des bactéries dissolvant les phosphates. *Dokladi Vaschnil*, **5**, 35.

MOUROMTSEV G. S., 1957. Some methods for studying dissolution of calcium phosphates by microorganism. *Mikrobiol.*, **26**, 172.

MUDD S., YOSHIDA A., KOIKE M., 1958. Polyphosphate as accumulator of phosphorus and energy. *J. Bacteriol.*, **75**, 224.

MULLER S., EBEL J. P., 1958. Étude des phosphates condensés contenus dans divers champignons. *Bull. Soc. Chim. Biol.*, **40**, 1153.

MULLER-FELTER S., 1964. *Recherches sur la distribution, la structure et le métabolisme des polyphosphates biologiques*. Thèse Doctorat Sci. Nat., Strasbourg.

MURRAY J., 1842. *Advice to farmers*. Longman and Co., London.

MYSKOW W., 1960. The dissolving of calcium phosphates by some soil bacteria. *Acta. Microbiol. Polon.* **9**, 367.

MYSKOW W., 1961. The occurrence of microorganisms solubilizing phosphorus in the rhizosphere of some crop-plants. *Acta. Microbiol. Polon.*, **10**, 93.

MYSKOW W., 1961. The influence of bacteria dissolving phosphates on the availability of phosphorus to plants. *Acta Microbiol. Polon.*, **10**, 395.

NESTEROVA G. N., 1953. Utilisation des bactéries désintégrant le phosphate tricalcique pour l'amélioration de la nutrition phosphorée des plantes. Dans BEREZOVA E. F., OUVAROVA V. N., NESTEROVA G. N., NESTEROVA E. I., *Bull. Inform. techn.-sci. Microbiol. agric.*, **1**, 18, Leningrad.

NESTEROVA G. N., BEREZOVA E. F., 1956. Au sujet du mécanisme de la désintégration du phosphate tricalcique. *Bull. Inform techn- sci Microbiol. agric.*, **2**, 7, Leningrad.

NEUBERG C., MANDL I., 1948. Beachtliche Wirkung von Salgen organischen Säuren auf unlösliche anorganische Verbindungen (Mineralysis). *Z. Vitam, Hormon- u. Fermentforsch*, **2**, 480.

NEUBERG C., MANDL I., 1949. Functions of ATP and other phosphoric acid derivatives. *Arch. Biochem.*, **23**, 499.

NEUBERG C., ROBERTS I. S., 1949. Remarkable properties of nucleic acids and nucleotides. *Arch. Biochem.*, **20**, 185.

NEUBERG C., GRAUER A., KREIDL M., LOWY H., 1957. The role of the carbamate reaction in the calcium and phosphorus cycles in nature. *Arch. Biochem. Biophys.*, **70**, 70.

NIEMERKO S., 1961. *Pyro-and polyphosphates in insects*. Coll. Intern. C. N. R. S., sur les acides ribonucléiques et les polyphosphates, Strasbourg, Ed. C. N. R. S. Paris.

NORMAN A. G., NEWMAN A. S., 1941. Some effects of sheet erosion on soil microbiological activity. *Soil Sci.*, **52**, 31.

NOWOTNY-MIECZYNSKA, A., GOLEBIOWSKA J., 1956. The influence of microbiol population on the phosphorus intake by some crop plants. *Acta. Microbiol. Polon.*, **5**, 129.

OGG W. G., 1949. *Le phosphore et son rôle en biologie*. Presses Universitaires de France.

OUVAROVA V. N., 1950. Utilisation des bactéries désintégrant le phosphate tricalcique pour l'amélioration de la nutrition phosphorée des plantes. Dans BEREZOVA E. F., OUVAROVA V. N., NESTEROVA G. N., NESTEROVA E. I., 1950. *Bull. Inform. techn.-sci. microbiol. agric.* **1**, 18, Leningrad.

PEROTTI R., 1909. Über den biochemischen Kreislauf der Phosphorsäure im Boden. *Zbl. Bakteriol.*, Abt. II, **25**, 409.

PESCH K. L., 1924. Über Natur und Bildung der Diphterie Polkörnchen. *Zbl. Bakteriol. Parasitenk.*, **1**, **92**, 208.

PETERSBURSKI A. W., 1954. Au sujet de la nutrition racinaire des plantes. *Poczwowiedienije*, **8**, 65.

PIKOWSKAIA R. I., 1948. Mobilization of phosphate in soil in relation to vital activities of certain species of bacteria. *Mikrobiologija*, **17**, 362.

POCHON J., TARDIEUX P., 1962. *Techniques d'analyses en Microbiologie du sol.* Éd. La Tourelle, Saint-Mandé.

PRIANICHNIKOV D., 1934. Désagrégation du phosphate brut par les sécrétions des racines de lupin. *Ann. agron.*, **4**, 424.

ROSANOV S. N., 1934 Les phosphorites et les acides organiques. *Ann. agron.*, **4**, 694.

RUDOLFS W., 1922. Influence of sulfur oxidation upon growth of soybeans and its effect on bacterial flora of soil. *Soil Sci.*, **14**, 247.

SACHS J., 1865. Recherches sur les conditions d'existence des plantes et sur le jeu de leurs organes. *Physiologie der Pflanze.* Paris, Masson et Fils.

SACKETT W. G., PATTEN A. J., BROWN C. W., 1908. The solvent action of soil bacteria upon the insoluble phosphates of raw bone meal and natural rock phosphate. *Zbl. Bakteriol.*, Abt. II, **20**, 688.

SALL Th., MUDD S., DAVIS J. C., 1956. Factors conditioning the accumulation and disappearance of metaphosphate in cells of *Corynebacterium diphteriae. Arch. Biochem. Biophys.*, **60**, 130.

SAUSSURE T. de, 1804. *Chemische untersuchugen über die vegetation.*

SCARSETH G. D., TIDMORE J. W., 1934. The fixation of phosphates by soil colloids. *J. amer. Soc. Agron.*, **26**, 138.

SCHMIDT G., THANNHAUSER S. J., 1945. A method for the determination of desoxyribonucleic acid, ribonucleic acid, and phosphoproteins in animal tissues. *J. Biol. Chem.*, **161**, 83.

SCHMIDT G., SERAIDARIAN K., GREENBAUM L. M., HICKEY M. D., THANNHAUSER S. J., 1956. The effects of certain nutritional conditions on the formation of purines and of ribonucleic acid in baker's yeast. *Biochim. Biophys. Acta*, **20**, 135.

SCHWARTZ S. M., VARNER J. E., MARTIN W. P., 1954. Separation of organic acids from several dormant and incubated Ohio Soils. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.*, **18**, 174.

SEWERIN S. A., 1910. Die mobilisierung der Phosphorsäure des Bodens unter dem Einfluss der Lebenstätigkeit der Bakterien. *Zbl. für Bakteriol.*, II, **28**, 561.

SEWERIN S. A., 1912. Die mobilisierung der Phosphorsaüre des Bodens unter dem Einfluss der Lebenstätigkeit der Bakterien. *Zbl. Bakteriol. parasitenkunde*, II, **32**, 498.

SIMON G., 1956. *L'enfouissement des pailles dans le sol. Étude générale et répercussions sur la microflore du sol.* Thèse Doctorat Sci. Nat., Paris.

SMITH I. W., WILKINSON J. F., DUGUID J. P., 1954. Volutin production in *Aerobacter aerogenes* due to nutrient imbalance. *J. Bacteriol.*, **68**, 450.

SOBIESZCZANSKI J., 1961. The share of rhizosphere bacteria in mobilizing, dislocating and storing of phosphorus from inassimilable phosphates. *Zeszyty Nauk, W. S. R., Rolnictwo*, **14**, 109.

SPERBER J. I., 1957. Solution of mineral phosphates by soil bacteria. *Nature*, **180**, 994.

SPERBER J. I., 1958. The incidence of apatite-solubilizing organisms in the rhizosphere and soil. *Austral. J. agric. Res.*, **9**, 778.

SPERBER J. I., 1958. Solution of apatite by soil microorganisms producing organic acids. *Austral. J. agric Res.*, **9**, , 782.

STAHL A. J. C., 1962. *Contribution à l'étude des relations structurales et métaboliques entre les acides ribonucléiques et les polyphosphates.* Thèse Doctorat Pharmacie, Strasbourg.

STALSTROM A., 1904. Beiträge zur Kenntnis der Einwirkung sterile und in Gärung befindlicher organischer Stoffe auf die Löslichkeit der Phosphorsäure des Tricalciumphosphats. *Zbl. Bakteriol.*, Abt., II ,**11**, 724.

STANFORD G., NELSON L., 1949. Utilization of phosphorus from various fertilizer materials. III Oats and alfalfa in Iowa. *Soil Sci.*, **68**, 157.

STEVENSON I. L., 1957. Some observations of the microbial activity in remoistened air-dried soil. *Plant and Soil*, **8**, 170.

STOKLASA J., 1911. Biochem. Kreislauf des Phosphat-Ions in Boden. *Zbl. Bakteriol.*, II, **29**, 385.

STRUTHERS P. H., SIELING D. H., 1950. Effect of organic anions on phosphate precipitation by iron and aluminium as influenced by pH. *Soil Sci.*, **69**, 205.

SWENSON R. M., COLE C. V., SIELING D. H., 1949, Fixation of phosphate by iron and aluminium and replacement by organic and inorganic ions. *Soil Sci.*, **67**, 3.

SZYMONA M., 1957. Utilisation des polyphosphates minéraux pour la phosphorylation du glucose en présence de *Mycobacterium phlei. Bull. Acad. Polon. Sci.*, **5**, 379.

SZYMONA M., 1962. Purification and properties of the new hexokinase utilizing inorganic polyphosphate. *Acta Biochim., Polonica*, **9**, 165.

THILO E., 1956. Zur chemie der Kondensierten Phosphate. *Chem. Teknik*, **8**, 251.

THILO E., GRUNZE E., HAMMERLING J., WERZ G., 1956. Über Isolierung und Identifizierung der Polyphosphate aus *Acetabularia mediterranea. Z. Naturforschg.*, **11** *b*, 266.

THOMPSON M. L., 1952. Facteurs affectant la solubilisation des phosphates. *Soils and Soil Fertility*, 157.

TOTH S. J., 1937. Anion adsorption by soil colloids in relation to changes in free iron oxides. *Soil Sci.*, **44**, 299.

TOTTINGHAM W. E., HOFFMANN C., 1913. Nature of changes in the solubility and availability of phosphorus in fermenting mixtures. *Wisc. Agric. exper. Stn. Res. Bull.*, **29**, 273.

TRUOG E., 1912. Factors influencing the availability of rock phosphate. *Wisc. agric. exper. Stn Res. Bull.*, **20**, 17.

VERONA O., LUCHETTI G., 1931. La dissolution du phosphore par l'effet de l'activité des microbes de la rhizosphère. *Bol. Sci. ital. Soc. intern. Microbiol.*, **6**, Milano.

WAKSMAN S. A., 1927. Transformation of sulfur by microorganisms. Transformation of minerals in the soil. In : *Principles of soil Microbiology*, **601**, 644.

WAKSMAN S. A., JOFFE J. S., 1922. The chemistry of the oxidation of sulfur by microorganisms to sulfuric acid and transformation of insoluble phosphates into soluble forms. *J. biol. Chem.*, **50**, 35.

WAKSMAN S. A., REUSZER H. W., 1932. On the origin of the uronic acids in the humus of soil, peat and composts. *Soil Sci.*, **33**, 135.

WAKSMAN S. A., STARKEY R. L., 1923. Partial sterilization of soil, microbiological activities and soil fertility. *Soil Sci.*, **16**, 137.

WEISER V. L., 1933. Fixation and penetration of phosphates in Vermont soils. *Vermont agric. exper. Stn Bull.*, **356**, 1.

WIAME J. M., 1946. Basophilie et métabolisme du phosphore chez les levures. *Bull. Soc. Chim. biol.*, **28**, 552.

WIAME J. M., 1949. The occurrence and physiological behavior of two metaphosphate fractions in yeast. *J. Biol. Chem.*, **178**, 919.

WINKLER A., 1953. *The metachromatic granula of bacteria.* Symposium citologica Batterica. Roma, 39.

WINOGRADSKY S., 1925. Études sur la microbiologie du sol. I. Sur la méthode. *Ann. Inst. Pasteur, Paris*, **39**, 299.

Ann. agron., 1966, **17** (5), 529-552.

L'INFLUENCE DE L'ALIMENTATION MINÉRALE SUR LES TENEURS EN ACIDES ORGANIQUES DE LA VIGNE CULTIVÉE EN SOLUTION CONTRÔLÉE

J. DELMAS, Nicole POITOU
avec la collaboration technique de Bénédicte BARBET et P. DELPECH

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches agronomiques du Sud-Ouest, 33 - Pont-de-la-Maye

SOMMAIRE

Afin de préciser certains aspects du rôle de l'alimentation minérale sur le métabolisme carboné de la Vigne, l'étude des acides organiques de la Vigne variété *Merlot*, soumise à différents types d'alimentation, a été poursuivie en milieu contrôlé de 1962 à 1965 inclus.

MATÉRIEL ET TECHNIQUES

A. — *Prélèvements*

Pour les années 1962 et 1963, les prélèvements ont été effectués à des dates correspondant à trois stades physiologiques différents : floraison, véraison, maturation. Dans ce cas, on a choisi la seconde feuille de chaque rameau à la floraison, puis la troisième à la véraison et la quatrième à la maturation.

En 1964 et 1965, un seul prélèvement a été fait à la véraison et on a pris la troisième feuille de chacun des rameaux.

Les analyses portent sur le limbe.

B. — *Dosage des acides organiques*

La technique employée est exactement celle déjà décrite dans l'article « Acides organiques de la feuille de Vigne » publié aux *Annales agronomiques* en 1963 (DELMAS et *al.*) :

— fixation dans l'alcool à 96°, extraction à l'alcool à 60° puis à l'eau en présence de Dowex 50 ;

— dosage des acides par chromatographie sur colonne : *a*) sur gel de silice ; *b*) sur résine Dowex 1 ;

— identification des acides élués par chromatographie sur papier.

Il faut signaler que les extraits alcooliques et les extraits aqueux fournissent des taux très divers d'acides organiques, selon leur taux de salification. Le tableau 1 fournit quelques précisions à ce sujet.

C. — *Méthode d'alimentation de la plante*

Les sujets, racinés d'un an, sont cultivés sur sable, en solution nutritive avec alimentation *per ascensum*.

Divers équilibres et niveaux d'alimentation sont expérimentés, notamment pour P et K.

TABLEAU I

Pourcentage d'acide organique extrait

	Premier extrait (alcoolique) (acides libres + faible fraction salifiée)	Second extrait (aqueux) (acides salifiés, dessalifiés par Dowex 50-)
Acide succinique.....	100	0
Acide malique.....	93	7
Acide citrique.....	55	45
Acide tartrique	16	84
Acide oxalique	1,4	98,6

Cette étude se poursuit parallèlement à une étude générale de la croissance et du développement de la Vigne variété *Merlot* en culture contrôlée, étude dont les résultats principaux, relatifs aux années 1962, 1963 et 1964, ont été publiés par l'un des auteurs (DELMAS, 1964).

La présente note fait suite au compte rendu publié ici même en 1963 et concernant les recherches poursuivies sur les acides organiques dans la feuille de vigne et l'incidence des conditions pédoclimatiques sur les taux de ces substances (DELMAS et al, 1963).

Le tableau 2 résume le schéma expérimental adopté, de 1962 à 1965, pour les essais relatifs à P et K dont les résultats sont exposés dans cette note.

TABLEAU 2

Schéma expérimental

1962	1963	1964	1965	1965 (*suite*)
P_2K_{100}	P_5K_{100}	P_5K_{50}* / P_5K_{100}	P_5K_{50}	
	$P_{10}K_{50}$	$P_{10}K_{10}$ / $P_{10}K_{50}$	$P_{10}K_{50}$	$P_{10}K_{10}$ / $P_{10}K_{50}N_{62}$
	$P_{10}K_{100}$	$P_{10}K_{100}$ / $P_{10}K_{200}$		
$P_{20}K_{100}$	$P_{50}K_{100}$	$P_{50}K_{100}$	P_5K_{10} C $\frac{1}{2}$ C $2\frac{1}{2}$	

Les teneurs en mg/l sont portées en indices après le symbole chimique.

(*) Équilibre non étudié du point de vue des acides organiques.

C $\frac{1}{2}$: N = 64,5 ; P = 10 ; K = 50 ; Mg = 12,5 ; Ca = 64,5.

C $2\frac{1}{2}$ = 5 fois les valeurs C $\frac{1}{2}$.

En 1962, deux niveaux de P ont été expérimentés : 2 et 20 mg/litre. P_2 est un niveau très carentiel alors que P_{20} correspond à un niveau de P suffisant largement aux besoins de la Vigne dans les conditions nutritives d'ensemble et, en particulier, compte tenu des niveaux élevés de K (100 mg/l) Mg (36 mg/l) et N (128 mg/l).

En 1963, trois niveaux de P ont été analysés : 5, 10 et 50 mg/l et, en ce qui concerne P_{10}, deux niveaux de K : 50 et 100 mg/l. Les traitements $P_{10}K_{50}$ et $P_{10}K_{100}$ ont conduit à la croissance maximale et au développement optimal de la vigne alors que P_5K_{100} extériorisait fortement la carence phosphorique.

En 1964, le schéma expérimental (voir tabl. 1) se complique et l'on est en présence de trois niveaux de P encore mais aussi de quatre niveaux de K pour P = 10 mg/l.

La croissance maximale et le développement optimal sont obtenus avec $P_{10}K_{50}$ malgré quelques signes légers d'insuffisance potassique (due à un taux élevé de Mg (36 mg/l).

$P_{10}K_{10}$, par contre, extériorise très fortement la carence potassique et P_5K_{50} et P_5K_{100} la carence phosphorique.

Le schéma montre qu'en 1965, on a étudié les acides organiques dans le cas :

— de la carence en P (P_5K_{50}) ;
— de la carence en K mais, dans ce cas, sur un ensemble de ceps ayant subi des traitements alimentaires plus ou moins riches en K en 1963-1964 ;
— d'une réduction de N (carence assez peu visible) et enfin,
— d'une carence P-K sur des ceps excessivement nourris en P en 1963-1964.

De plus, des mesures ont été effectuées sur deux lots recevant une alimentation sous un même équilibre mais, respectivement, à des concentrations de 1 et 5 (C 1/2 et C 2 1/2).

RÉSULTATS

Les résultats sont rapportés :

I. — L'acidité totale : à la matière sèche.
II. — L'acidité organique : à la matière sèche et à l'acidité totale.
III. — Les divers acides : à la matière sèche et à l'acidité organique.

Ils concernent principalement les limbes des feuilles prélevées dans les conditions précisées plus haut. Nous donnerons plus loin quelques résultats concernant les bois, les tiges et les racines.

I. — *Acidité totale*

Dans le tableau 3, nous avons groupé les résultats concernant l'acidité totale (organique et minérale, libre et salifiée) pour les années 1962, 63, 64 et 65. On a groupé sous les mêmes colonnes les années 62 et 63 car il s'agit de Vigne de première année de culture sur sable en 1962 pour P_2 et P_{20} et en 1963 pour les autres traitements.

En 1964 et 1965, les analyses n'ont été faites qu'à la véraison, époque que nous conservons comme critère dans ces études.

On sait cependant que l'époque d'apparition du maximum d'acidité totale peut varier notablement suivant les conditions climatiques de l'année.

Comme nous l'avions fait remarquer ici même antérieurement (DELMAS et *al.* 1963), l'ordre de grandeur de l'acidité totale reste le même pour divers cépages : nous voyons ici que le *Merlot* en culture hydroponique sur sable se présente de ce point de vue comme le *Merlot* au champ :

— acidité minimum mesurée en méq. p. 100 de M.S. : 181,3 (carence P) ;
— acidité maximum mesurée en méq. p. 100 de M.S. : 275,2 (excès P).

L'examen du tableau 3 et des courbes (fig. 1 et 2) nous montre qu'il existe une

corrélation positive hautement significative entre la teneur en P du milieu et l'acidité totale des feuilles et une corrélation négative également hautement significative entre la teneur en K du milieu et l'acidité totale des feuilles : on note également que si le taux d'acidité croît linéairement avec le P du milieu lors de la première année d'expérience, deux années successives d'expérience (1963 et 1964) conduisent à une diminution du taux pour les faibles valeurs de P.

TABLEAU 3

Acidité totale
(en méq. % M.S.)

	1962-1963			1964		1965	
	Floraison	Véraison	Maturation		Véraison		Véraison
P_2K_{100}	181,3	191,9	182,5				
P_5K_{100}	206,0	194,5	213,8	P_5K_{50} P_5K_{100}	186,6	P_5K_{50}	206,9
$P_{10}K_{50}$	214,3	237,0	229,7	$P_{10}K_{10}$ $P_{10}K_{50}$	287,6 261,5	$P_{10}K_{10}$ $P_{10}K_{50}$	224,2 218,7
$P_{10}K_{100}$	230,7	206,9	233,0	$P_{10}K_{100}$ $P_{10}K_{200}$	234,4 226,4	$P_{10}K_{50}N_{62}$	180,7
$P_{20}K_{100}$	227,5	218,7	221,2				
$P_{50}K_{100}$	229,5	259,2	255,2	$P_{50}K_{100}$	275,2	P_5K_{10}	214,6
						C $\frac{1}{2}$ C $2\frac{1}{2}$	195,5 250,4

II. — *Acidité organique*

Les résultats sont rassemblés dans le tableau 4.

L'acidité organique, exprimée en p. 100 de l'acidité totale de la feuille, varie peu lorsque les niveaux de P ou de K varient dans la solution (fig. 3 et 4). Comme l'acidité totale varie, elle, corrélativement à l'alimentation, il en résulte que l'acidité organique exprimée en p. 100 de matière sèche varie comme l'acidité totale :

corrélation positive avec P (fig. 5) ;
corrélation négative avec K (fig. 6).

Nous retrouvons par ailleurs les mêmes valeurs absolues aux différents stades dans les conditions de culture contrôlée qu'au champ (DELMAS et *al*, 1963).

III. — *Les acides organiques*

A. Nous retrouvons les acides *tartrique, malique, oxalique* et *citrique,* dont la dominance a été soulignée antérieurement.

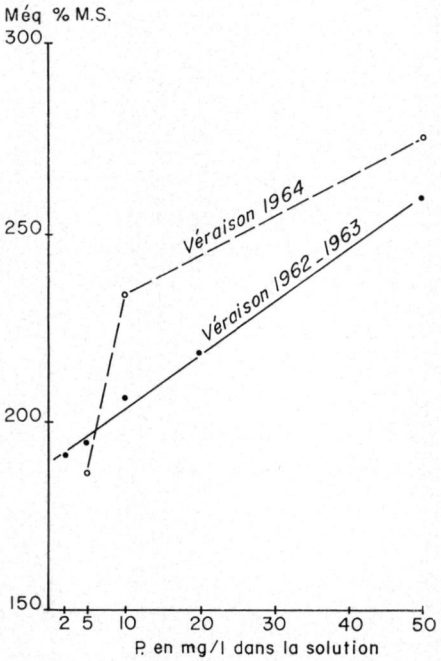


FIG. 1. — *Variation de l'acidité totale p. 100 de matière sèche en fonction de P*

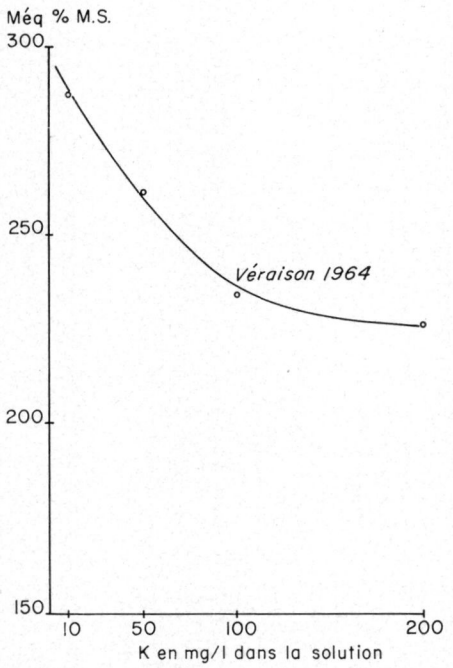


FIG. 2. — *Variation de l'acidité totale p. 100 de matière sèche en fonciont de K*

TABLEAU 4

Acidité organique dosée
(en méq. p. 100)

	1962 et 1963						1964			1965		
	Floraison		Véraison		Maturation			Véraison			Véraison	
	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche
P_2K_{100}	66,0	121,7	71,5	137,0	67,6	123,3		—				
P_5K_{100}	60,2	124,0	59,5	115,6	70,6	151,1	P_5K_{50}	—		P_5K_{50}	71,1	147,0
							P_5K_{100}	68,6	127,9			
$P_{10}K_{50}$	68,7	147,3	68,4	161,7	72,3	166,0	$P_{10}K_{10}$	78,5	225,6	$P_{10}K_{10}$	76,4	171,2
							$P_{10}K_{50}$	73,6	192,1	$P_{10}K_{50}$	77,8	170,2
$P_{10}K_{100}$	69,7	160,7	68,0	140,7	76,0	177,0	$P_{10}K_{100}$	80,5	188,8	$P_{10}K_{50}N_{62}$	67,0	121,0
							$P_{10}K_{200}$	73,4	166,1			
$P_{20}K_{100}$	66,3	151,0	73,3	160,4	69,9	154,5						
$P_{50}K_{100}$	67,7	155,3	63,3	164,1	61,1	155,7	$P_{50}K_{100}$	75,5	207,6	P_5K_{10}	79,1	169,7
										C $\frac{1}{2}$	71,1	139,0
										C $2\frac{1}{2}$	73,7	184,5

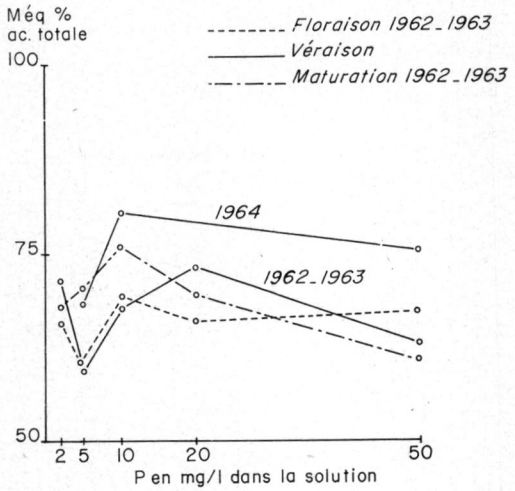


FIG. 3. — *Variation de l'acidité organique p. 100 de l'acidité totale en fonction de P*

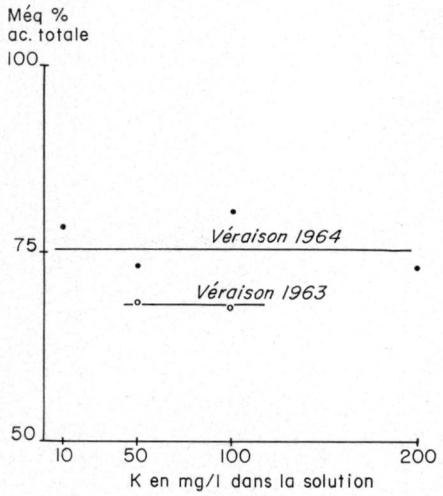


FIG 4. — *Variation de l'acidité organique p. 100 de l'acidité totale en fonction de K*

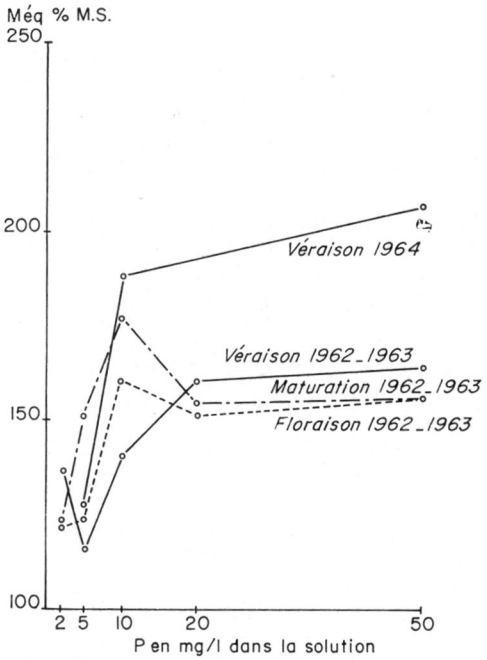


FIG. 5. — *Variation de l'acidité organique p. 100 de matière sèche en fonction de P*

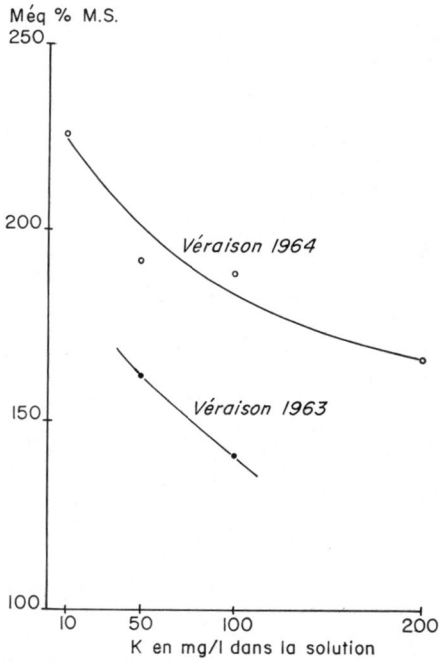


FIG 6. — *Variation de l'acidité organique p. 100 de matière sèche en fonction de K*

De l'examen de l'ensemble de l'étude et notamment des tableaux 5 (ac. tartrique), 6 (ac. malique), 7 (ac. oxalique), 8 (ac. citrique) et 9 (ac. succinique), on peut tirer les conclusions suivantes :

1° *Les acides tartrique et malique* représentent 85 à 95 p. 100 de l'acidité organique, sans que ce total varie sensiblement à l'intérieur de ces limites au cours du développement végétatif ni en fonction des traitements.

L'acide oxalique ne représente jamais plus de 9 p. 100 de l'acidité organique ; l'acide citrique jamais plus de 5 p. 100.

Les autres acides que l'on rencontre normalement chez la Vigne sont corrélativement présents en très faibles quantités (succinique : 1,5 p. 100, fumarique, glycérique, quinique, shikimique) ou parfois absents.

2° La proportion d'acide tartrique pour 100 d'acidité organique décroît et, corrélativement, celle d'acide malique croît avec le temps au fur et à mesure de la croissance annuelle.

3° Si l'on se rapporte à la matière sèche, on note que, si l'acide malique et l'acide citrique augmentent dans des proportions considérables avec le stade végétatif, l'acide tartrique varie beaucoup moins et l'acide oxalique irrégulièrement.

Ces faits, observés en culture contrôlée, ont été signalés précédemment (DELMAS

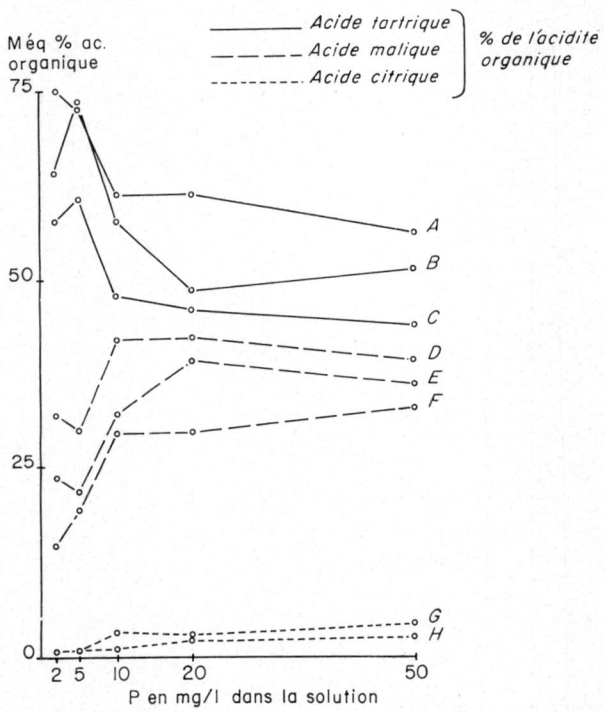


FIG. 7. — *Variation des acides organiques p. 100 de l'acidité organique en fonction de P*

A : Floraison 1962-1963
B : Véraison 1962-1963
C : Maturation 1962-1963
D : Maturation 1962-1963
E : Véraison 1962-1963
F : Floraison 1962-1963
G : Maturation 1962-1963
H : Véraison 1962-1963

TABLEAU 5

Acide tartrique

(en méq. p. 100)

	1962 et 1963						1964			1965		
	Floraison		Véraison		Maturation			Véraison			Véraison	
	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche
P_2K_{100}	75	91,3	64,4	88,1	57,8	71,5						
P_5K_{100}	72,9	90,6	73,9	85,5	60,9	92,3	P_5K_{50}	—	—	P_5K_{50}	65,8	96,7
							P_5K_{100}	65,2	83,5			
$P_{10}K_{50}$	59,3	87,5	52,0	83,9	45,4	76,6	$P_{10}K_{10}$	33,1	74,7	$P_{10}K_{10}$	49,1	84,1
							$P_{10}K_{50}$	40,0	77,2			
							$P_{10}K_{100}$	50,3	94,7	$P_{10}K_{50}$	47,5	81,15
$P_{10}K_{100}$	61,6	99,0	57,7	81,4	48,0	85,1	$P_{10}K_{200}$	52,9	87,9	$P_{10}K_{50}N_{62}$	60,3	73,0
$P_{20}K_{100}$	61,4	92,6	48,8	78,4	46,1	71,1						
$P_{50}K_{100}$	56,9	88,3	51,5	84,4	44,0	68,4	$P_{50}K_{100}$	59,7	123,8	P_5K_{10}	46,1	78,3
										C $\frac{1}{2}$	53,6	74,6
										C $2\frac{1}{2}$	56,2	103,7

TABLEAU 6

Acide malique
(en méq. p. 100)

	1962 et 1963						1964			1965		
	Floraison		Véraison		Maturation			Véraison			Véraison	
	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche
P_2K_{100}	14,8	18,1	23,9	32,8	32,1	39,6						
P_5K_{100}	19,4	24,2	21,6	25,0	30,0	45,3	P_5K_{50}	—	—	P_5K_{50}	29,6	43,7
							P_5K_{100}	28,7	36,8			
$P_{10}K_{50}$	34,4	50,6	41,0	66,3	45,0	74,5	$P_{10}K_{10}$	58,2	131,3	$P_{10}K_{10}$	46,3	79,4
							$P_{10}K_{50}$	53,8	103,3	$P_{10}K_{50}$	47,8	81,4
$P_{10}K_{100}$	29,6	47,6	32,1	45,2	42,4	75,1	$P_{10}K_{100}$	40,5	76,7	$P_{10}K_{50}N_{62}$	34,3	41,4
							$P_{10}K_{200}$	35,7	59,5			
$P_{20}K_{100}$	29,6	44,7	39,4	63,3	42,5	65,7						
$P_{50}K_{100}$	32,7	51,1	36,2	59,5	39,7	62,0	$P_{50}K_{100}$	36,9	76,5	P_5K_{10}	47,6	80,7
										C $\frac{1}{2}$	42,1	58,4
										C $2\frac{1}{2}$	38,6	71,5

TABLEAU 7

Acide oxalique
(en méq. p. 100)

	1962 et 1963						1964			1965		
	Floraison		Véraison		Maturation			Véraison			Véraison	
	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche
P_2K_{100}	7,6	9,3	8,5	11,6	7,6	9,4						
P_5K_{100}	3,1	3,8	2,7	3,0	3,8	5,9	P_5K_{50}	—	—	P_5K_{50}	0,3	0,3
							P_5K_{100}	2,8	3,4			
$P_{10}K_{50}$	1,8	2,7	3,0	5,2	4,4	7,4	$P_{10}K_{10}$	0,1	0,3	$P_{10}K_{10}$	traces	traces
							$P_{10}K_{50}$	0,2	0,6	$P_{10}K_{50}$	0,3	0,45
$P_{10}K_{100}$	4,8	7,7	5,7	8,1	4,3	7,6	$P_{10}K_{100}$	3,9	7,6	$P_{10}K_{50}N_{62}$	2,2	2,7
							$P_{10}K_{200}$	5,4	9,0			
$P_{20}K_{100}$	5,9	8,9	6,4	10,3	7,1	10,9						
$P_{50}K_{100}$	5,1	7,9	6,0	9,8	7,0	10,9	$P_{50}K_{100}$	traces	traces	P_5K_{10}	néant	néant
										C $\frac{1}{2}$	0,5	0,8
										C $2\frac{1}{2}$	0,3	0,5

TABLEAU 8

Acide citrique
(en méq. p. 100)

	1962 et 1963						1964			1965		
	Floraison		Véraison		Maturation			Véraison			Véraison	
	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche
P_2K_{100}	0,1	0,3	0,4	0,6	0,7	0,8						
P_5K_{100}	0,7	0,9	0,9	0,9	0,9	1,2	P_5K_{50}	—	—	P_5K_{50}	1,5	2,1
							P_5K_{100}	1,1	1,4			
$P_{10}K_{50}$	0,7	1,2	1,0	1,5	2,7	4,5	$P_{10}K_{10}$	6,5	14,7	$P_{10}K_{10}$	1,7	2,9
							$P_{10}K_{50}$	4,4	8,5	$P_{10}K_{50}$	1,7	2,9
$P_{10}K_{100}$	1,1	1,9	1,1	1,5	3,3	5,9	$P_{10}K_{100}$	3,9	7,3	$P_{10}K_{50}N_{62}$	0.6	0,7
							$P_{10}K_{200}$	4,1	6,9			
$P_{20}K_{100}$	0,4	0,7	2,1	3,3	2,8	4,4						
$P_{50}K_{100}$	1,4	2,0	2,8	4,6	4,9	7,7	$P_{50}K_{100}$	1,4	3,0	P_5K_{10}	1,9	3,2
										C $\frac{1}{2}$	1,2	1,8
										C $2\frac{1}{2}$	2,5	4,5

TABLEAU 9

Acide succinique
(en méq. p. 100)

	1962 et 1963						1964			1965		
	Floraison		Véraison		Maturation			Véraison			Véraison	
	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche	Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche		Acidité totale	Matière sèche
P_2K_{100}	0,3	0,3	0,4	0,6	0,4	0,3						
P_5K_{100}	1,0	1,3	0,9	1,2	1,0	1,5	P_5K_{50}	—	—	P_5K_{50}	0,9	1,5
							P_5K_{100}	0,6	0,8			
$P_{10}K_{50}$	1,3	1,8	0,6	0,9	0,6	1,1	$P_{10}K_{10}$	0,4	0,9	$P_{10}K_{10}$	0,4	0,7
							$P_{10}K_{50}$	0,5	0,9	$P_{10}K_{50}$	0,5	0,9
$P_{10}K_{100}$	0,8	1,3	0,8	0,9	0,6	0.8	$P_{10}K_{100}$	0,4	0,7	$P_{10}K_{50}N_{62}$	0,5	0,6
							$P_{10}K_{200}$	0,5	0,6			
$P_{20}K_{100}$	0,6	1,0	0,6	0,9	0,4	0,5						
$P_{50}K_{100}$	0,7	1,3	1,0	1,5	0,5	0,9	$P_{50}K_{100}$	0,5	1,0	P_5K_{10}	0,4	0,6
										C $\frac{1}{2}$	0,4	0,5
										C $2\frac{1}{2}$	0,6	1,0

et *al.* 1963) par nous et par divers auteurs, notamment, il a été fait mention du parallélisme de l'élévation des taux d'acides malique et citrique (PEYNAUD, MAURIE, 1958).

N. B. Notre propos concerne plus spécialement l'*influence de l'alimentation minérale* sur les taux des acides organiques dans la feuille : les tableaux et les figures jointes à cette note nous amènent aux conclusions suivantes :

1° *En fonction de P apporté* :

— Croissance rapide (jusqu'à P = 10 mg/l) de la fraction malique de l'acidité organique, suivie d'un palier, et allure symétriquement opposée pour l'acide tartrique (fig. 7).

— L'expression en p. 100 de matière sèche de la feuille montre que ces variations sont dues presque exclusivement aux variations de l'acide malique et, pour une faible part, de l'acide citrique ; l'acide tartrique et l'acide oxalique variant peu (fig. 9).

2° *En fonction de K apporté* :

— Corrélation négative hautement significative des taux d'acides malique et citrique vis-à-vis de K (fig. 8) alors que, en se rapportant à la matière sèche (fig. 10),

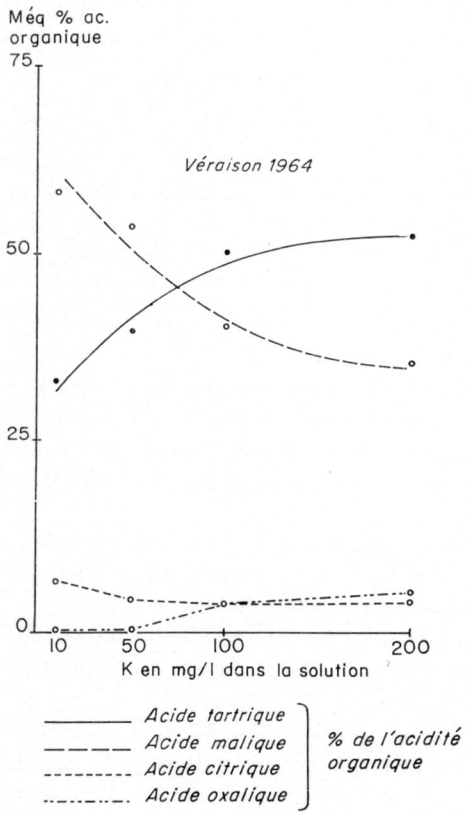


FIG. 8. — *Variation des acides organiques p. 100 de l'acidité totale en fonction de K*

on n'observe que peu de variation de l'acide tartrique. L'acide oxalique, par contre, croît corrélativement à l'alimentation en K.

Ainsi, de même que l'acidité organique varie parallèlement à l'acidité totale, en fonction de P ou de K, de même l'acide malique varie parallèlement à l'acidité organique.

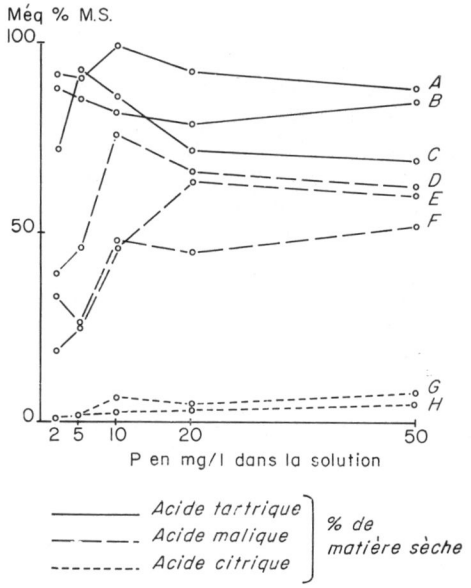


FIG. 9. — *Variation des acides organiques p. 100 de matière sèche en fonction de P*

A : Floraison 1962-1963
B : Véraison 1962-1963
C : Maturation 1962-1963
D : Maturation 1962-1963
E : Véraison 1962-1963
F : Floraison 1962-1963
G : Maturation 1962-1963
H : Véraison 1962-1963

Une alimentation considérée comme normale par ailleurs ($P_{10}K_{50}$), c'est-à-dire assurant une croissance et un développement optimaux des ceps (Delmas, 1964), se traduit dans la feuille par un équilibre déterminé entre les taux des divers acides organiques, en particulier entre les acides malique et citrique, d'une part, et tartrique et oxalique, de l'autre.

Si l'alimentation est déficiente en P (pour une nutrition normale par ailleurs, notamment en K), la synthèse de l'acide malique est insuffisante et l'acidité organique de la feuille inférieure à la normale.

Nous retrouvons ici les résultats de nos observations au champ (DELMAS et *al.* 1963) : diminution de l'acide malique dans la matière sèche lorsque les ceps ne reçoivent pas de fumure phosphatée.

Il ne semble pas, par contre, que l'excès de P dans l'alimentation provoque une augmentation importante du taux de l'acide malique. Mais les variations des taux des acides organiques sont encore plus nettement liés au niveau de l'alimentation potassique.

En cas de carence potassique, l'acide malique et l'acide citrique s'accumulent dans la feuille qui, normalement, doit approvisionner la plante en ces substances : il en résulte des modifications du métabolisme carboné, déterminantes pour la fructification notamment.

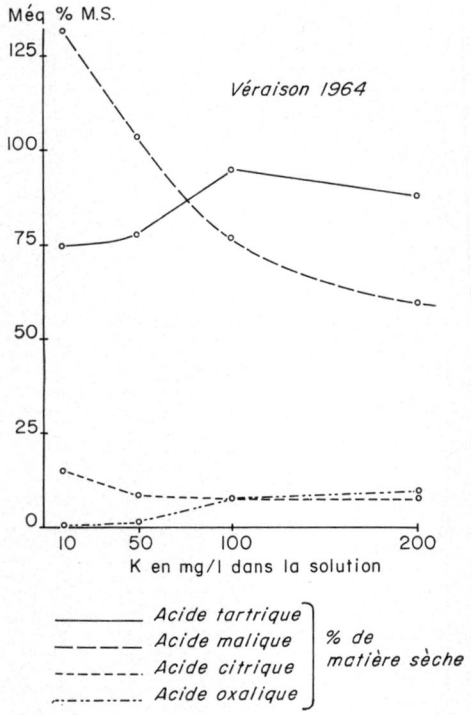


FIG. 10. — *Variation des acides organiques p. 100 de matière sèche en fonction de K*

Au fur et à mesure que K est fourni à la plante, absorbé et utilisé par elle, le taux d'acide malique stocké décroît et le métabolisme glucidique s'améliore.

Il semble que, pour une dose de K un peu excessive, l'évolution de l'acide malique soit, par contre, trop rapide — ou la synthèse insuffisante.

C. — *Alimentation, absorption, croissance et teneurs en acides organiques*

Il est possible de rassembler sur un seul tableau les résultats analytiques concernant la croissance de la plante (exprimée par la longueur des rameaux), l'absorption de l'élément considéré en fonction de sa fourniture et les teneurs en acide malique de la feuille.

Nous donnons ci-dessous (tabl. 10) l'exemple du cas d'une alimentation potassique variable.

La figure 11 traduit la corrélation négative entre les taux de K absorbé et d'acide malique.

TABLEAU 10

Alimentation potassique variable
(Résultats Véraison, 1964)

	Taux de K dans la solution en méq./l	Taux des éléments dans les feuilles (en méq. % de matière sèche)						Taux de croissance (en cm)
		K	Ca	Mg	P	N	Acide malique	
$P_{10}K_{10}$ ...	0,26	10,2	207,5	97,1	26,2	126	131,3	444
$P_{10}K_{50}$ ...	1,3	19,2	220,0	71,6	15,5	122	103,3	913
$P_{10}K_{100}$...	2,6	44,2	185,0	56,8	17,4	121	76,7	976
$P_{10}K_{200}$...	5,1	70,8	149,0	41,1	17,4	122	59,5	889

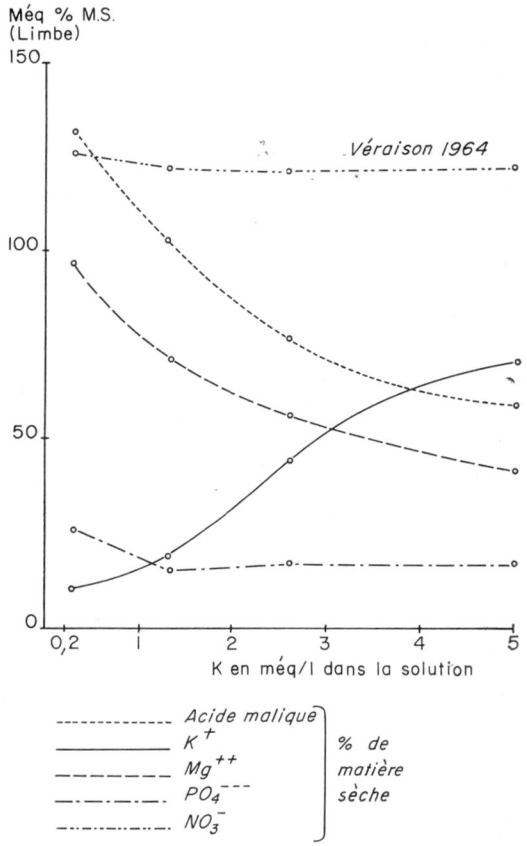


FIG. 11. — *Variation de l'absorption des éléments minéraux et de l'acide malique p. 100 de matière sèche, en fonction de K*

On note également que l'absorption de Mg est en corrélation inverse avec celle de K, d'où le parallélisme des courbes des taux de Mg et de l'acide malique dans la feuille.

Ca, de son côté, varie relativement peu dans la feuille lorsque l'alimentation en K s'élève mais il s'abaisse cependant corrélativement.

P enfin s'abaisse légèrement pour la nutrition carentielle puis reste constant.

N est constant.

Quant à la croissance, elle atteint un palier dès la valeur K_{50} dans l'alimentation.

On voit ainsi que la variation de l'alimentation en K se traduit par tout un ensemble de perturbations qui entraînent une modification profonde du métabolisme carboné : la variation des teneurs en acide malique dans la feuille en fournit un reflet particulièrement net.

IV — *Acidité des bois*

A. *Acidité totale et acidité organique.*

Seuls ont été analysés les bois de taille, au cours de l'hiver et avant la replantation.

TABLEAU II

L'acidité des bois — Acidité totale et acidité organique

	Acidité totale en méq. % matière sèche		Acidité organique en méq. %			
			Acidité totale		Matière sèche	
	1962	1964	1962	1964	1962	1964
P_2K_{100}	55,0		33,1		18,2	
P_5K_{100}		36,9		59,4		21,9
$P_{10}K_{100}$		48,2		57,5		27,7
$P_{20}K_{100}$	62,0		35,5		22,3	
$P_{50}K_{100}$		47,2		53,5		25,2
$P_{10}K_{50}$		43,7		66,3		29,0

Le tableau II montre que l'acidité totale varie peu dans les bois de taille en fonction de l'alimentation (dans les limites des analyses effectuées). On peut seulement constater que l'excès de P peut provoquer une baisse de la fraction organique de l'acidité totale, alors qu'une baisse de K provoquerait une augmentation de cette fraction.

Par rapport aux feuilles, l'acidité totale est de l'ordre du quart et l'acidité organique de la moitié (si l'on se rapporte à l'acidité totale) ou du 1/6 (si l'on se rapporte à la matière sèche).

B. *Acides organiques.*

Les taux d'acides organiques sont très différents en 1962 (vignes 1re année d'expérience) et en 1964 (vignes 2e année d'expérience). L'acidité organique des jeunes vignes renferme notamment beaucoup plus d'acides malique et tartrique et beaucoup moins d'acide citrique. Toutefois, par rapport à la matière sèche, on note que l'acide tartrique ne varie pas entre les deux lots.

TABLEAU 12

Les acides organiques du bois de taille
(en méq. p. 100)

	Acide tartrique (%)		Acide malique (%)		acide oxalique (%)		Acide citrique (%)	
	Acidité organique	Matière sèche	Acidité organique	Matière sèche	Acidité organique	Matière sèche	Acidité organique	Matière sèche
P_2K_{100} (62) . . .	36,9	6,7	35,5	6,4	12,2	2,2	8,7	1,6
P_5K_{100}	27,1	5,8	13,8	3,1	13,5	2,9	42,8	9,4
$P_{10}K_{100}$	19,2	5,4	13,6	3,7	21,6	5,9	44,4	12,3
$P_{20}K_{100}$ (62) . .	34,6	7,6	30,6	6,8	27,1	6,0	6,1	1,4
$P_{50}K_{100}$	23,2	5,9	13,1	3,3	5,2	1,3	56,5	14,3
$P_{10}K_{50}$	17,1	4,9	10,5	3,0	20,0	5,9	50,5	14,8

En fonction de l'alimentation et pour le lot 1964, on note que l'acide oxalique passe par un maximum alors que l'acide citrique ne cesse de croître avec l'alimentation croissante en P. Quant aux acides malique et tartrique, ils ne présentent pas — contrairement à ce qui se passe dans les feuilles — des taux différents suivant le niveau de l'alimentation phosphorique ou potassique.

V — *Acidité des tiges et des racines*

Il n'a été effectué jusqu'alors que quelques déterminations sur tiges et racines car les sujets sont replantés chaque année sur sable pour des études encore en cours.

On peut seulement signaler que la tige semble de même richesse en acidité organique que les rameaux, il en est de même pour la plupart des acides organiques.

Quant aux racines, elles sont très pauvres en acidité organique (1/10 des rameaux). Celle-ci se compose surtout d'acide tartrique (50 à 70 p. 100), d'acide malique (15 à 20 p. 100) mais aussi d'acide citrique (4-25 p. 100) et d'acide succinique (10-30 p. 100).

Il s'agit là, précisons-le, de racines, de tiges et de sarments récoltés après la chute des feuilles ou juste avant la replantation et non en végétation.

Si l'on résume les résultats concernant les divers organes analysés, on arrive au tableau suivant (tabl. 13).

Malgré la difficulté de comparer les organes, en raison des époques diverses de prélèvement, on doit signaler toutefois l'existence de différences très considérables dans le cas des acides citrique et succinique principalement.

TABLEAU 13

Les acides organiques dans divers organes de la vigne
(en méq. p. 100)

	Feuilles (limbe)		Rameaux (bois)		Tiges		Racines	
	Acidité organique (%)	Matière sèche (%)	Acidité organique (%)	Matière sèche (%)	Acidité organique (%)	Matière sèche (%)	Acidité organique (%)	Matière sèche (%)
Acidité organique	100	180 — 275	100	18 — 30	100	15 — 20	100	0,5 — 1,0
Acide tartrique ..	40 — 75	60 — 130	15 — 40	4 — 6	30 — 40	4 — 6	50 — 70	0,2 — 0,5
Acide malique ...	15 — 60	18 — 140	10 — 40	3 — 6	20 — 30	3 — 4	15 — 20	0,1 — 0,15
Acide oxalique ...	0,1 — 10	tr — 12	5 — 30	1 — 6	20 — 25	3 — 4	0 — 10	0 — 0,05
Acide citrique ...	0,1 — 7	0,2 — 15	5 — 60	1 — 15	15 — 20	2 — 4	4 — 25	0,02 — 0,10
Acide succinique .	0,4 — 1	0,2 — 2	0,5 — 1	0,01 — 0,1	5 — 6	0,5 — 2	10 — 30	0,05 — 0,3

CONCLUSION

Pour conclure sur cette étude concernant l'influence de l'alimentation P-K sur la richesse en acides organiques de la Vigne et, plus précisément, sur la composition de la feuille en ces substances carbonées, nous produirons un dernier graphique (fig. 12) où sont portées pour 100 du total : en abscisse, la somme des acides malique et citrique et, en ordonnée, la somme tartrique + oxalique. Ces quatre acides représentent la quasi-totalité de l'acidité organique de la feuille quels que soient la saison, le cépage ou la fertilité du milieu. Il en résulte que tous les points se placent au voisinage immédiat de la droite $y = 100 - x$.

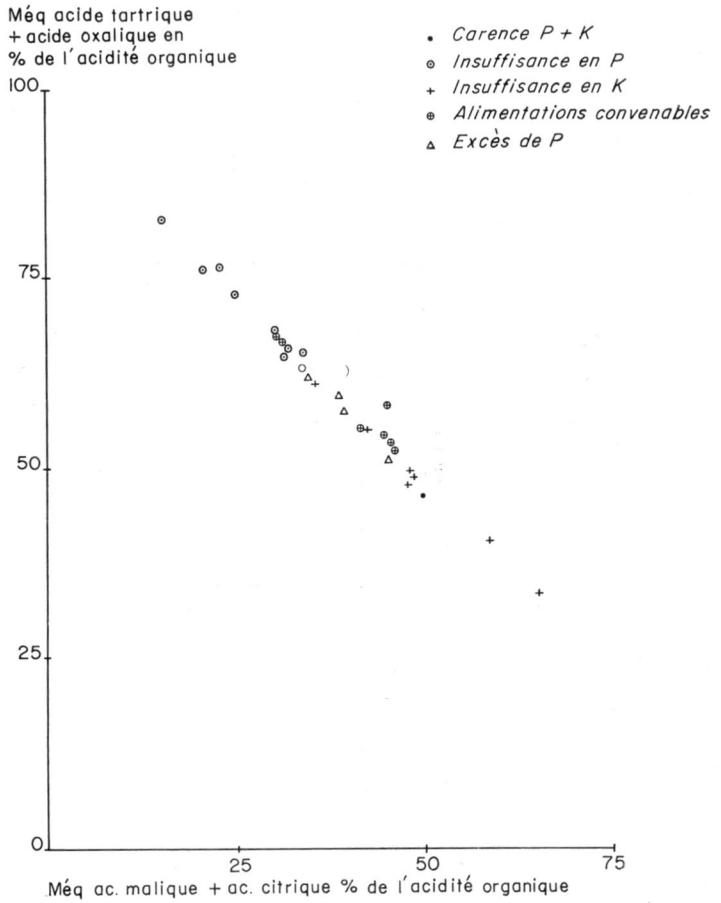


FIG. 12.

On note alors que les points se situent très nettement par familles :

carencés en P → vers les acides tartrique + oxalique
non carencés → partie moyenne de la droite
carencés en K → vers les acides malique + citrique.

Ce graphique illustre et résume l'ensemble de ce travail, qui montre combien l'alimentation minérale peut modifier la composition des tissus en acides organiques qui participent au cycle de Krebs et perturber corrélativement le métabolisme carboné dans son ensemble.

Reçu pour publication en juin 1966.

SUMMARY

INFLUENCE OF THE MINERAL NUTRITION ON THE ORGANIC ACID CONTENT IN A VINE GROWN ON A CONTROLLED SOLUTION

In an earlier publication, the authors had studied *in situ* variations of the organic-acid rates in the vine and shown the influence of certain edaphic and climatic conditions on these values.

The present paper gives the results obtained in a controlled medium (Sand + nutritive solution) in respect of the influence of the nutrition and mainly of phosphorus and potassium on the different organic acids contained in the vine.

The results already found, concerning the evolution in function of time and the predominance of tartaric and malic acids are confirmed in the controlled trial conditions.

The influence of P on the increase in the malic acid content and the reverse influence of K are particularly put into evidence : a vine which is insufficiently provided with P has a particulary poor malic-acid content in its leaf-tissues, whereas a vine which is deprived of K is especially rich in these two acids.

This shows one aspect of the P/K unevenness and of the effects of deficiencies in major elements on the Carbon metabolism of the vine, one of the main aspects of which consists in the distribution of the organic acids.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE WIRKUNG DER MINERALISCHEN ERNÄHRUNG AUF DEN GEHALT AN ORGANISCHEN SÄUREN EINER AUF KONTROLLIERTEN LÖSUNG KULTIVIERTEN WEINREBE

In einer früheren Veröffentlichung wurden die Veränderungen des Gehalts an organischen Säuren in der Weinrebe von den Autoren *in situ* untersucht, sowie den Einfluss bestimmter edaphischer und klimatischer Bedingungen auf diese Werte gezeigt.

Der vorliegende Bericht gibt die auf kontrolliertem Milieu (Sand + Ernährungslösung) gewonnenen Ergebnisse wieder, in Bezug auf den Einfluss der Ernährung und vor allem von P und K auf die Raten der verschiedenen organischen Säuren in der Weinrebe.

Die früher festgestellten Ergebnisse über die Abhängigkeit der Evolution von der Zeit und das überwiegende Vorkommen von Wein- und Apfelsäure werden in den kontrollierten Versuchsbedingungen bestätigt.

Die Wirkung von P auf die Erhöhung des Apfelsäuregehalts und die umgekehrte Wirkung von K werden besonders hervorgehoben : eine mit P ungenügend versorgte Weinrebe erweist sich als besonders arm an Apfel- und Weinsäure im Blattgewebe, wogegen eine an K mangelnde Weinrebe besonders reich an beiden ist.

Dieses zeigt einen Aspekt der P/K Ungleichheiten und der Wirkungen eines Mangels an Hauptelementen auf den Kohlenstoffwechsel der Weinrebe, von welchem die Verteilung der organischen Säuren einen der Hauptaspekte darstellt.

Влияние минерального питания на содержание органических кислот в виноградной лозе произростающей в условиях контролируемой питательной смеси.

Ж. ДЭЛЬМАС, Н. ПУАТУ.

РЕЗЮМЕ

В ранее опубликованном труде, (3) авторы изучали изменения содержания органических кислот в виноградной лозе *in situ*, причем указали на то что определенные климатические и эдафические условия оказывают влияние на найденные величины.

Данная работа приводит результаты, полученные в контролируемой среде (песок и питательная смесь), изучения влияния элементов питания, главным образом фосфора и калия, на уровень содержания разных органических кислот в виноградной лозе.

Приведенные ранее результаты указывающие на зависимость эволюции от времени и на преимущественное присутствие винной и яблочной кислот, подтверждены результатами опыта проведенного в контролируемых условиях.

Роль фосфора в увеличении содержания яблочной кислоты, и противуположная роль калия, особенно подчеркиваются полученными результатами : у лозы плохо снабженной фосфором, ткани листьев содержат малые количества яблочной и лимонной кислот, в то время как у лозы, страдающей от недостатка калия, наблюдается их избыток.

Эти результаты особенно выделяют один из видов нарушения равновесия P/K и действие недостаточности снабжения главными питательными элементами на метаболизм углерода виноградной лозы, одной из главных ролей которого, является распределение органических кислот.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

DELMAS J., POITOU N., LEVADOU B., 1963. Les acides organiques dans la feuille de vigne. *Ann. agron.* **14**, 14, 951-965.

DELMAS J., 1964. Comportement de *Vitis vinifera*, variété *Merlau* soumise à différents types d'alimentation minérale sur sable en milieu contrôlé. *C. R. Ac. Sci.*, **359**, 3596.

PEYNAUD E., MAURIE A., 1958. Synthèse des acides tartrique et malique chez la Vigne. *Amer. J. Enology*, **9**, 32-36.

Ann. agron., 1966, 17 (5), 553-570.

BILAN DES CATIONS ÉCHANGEABLES EN DIVERS TYPES DE SOLS ACIDES

Elisabeth LEFEBVRE-DROUET
avec la collaboration technique de G. LAVIELLE

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches agronomiques du Centre-Est, 21 - Dijon

SOMMAIRE

A la suite de l'étude du bilan de cations sur un profil de sol de type lessivé à pseudogley, nous avons voulu vérifier, sur divers autres types de sols, la reproductibilité du phénomène, c'est-à-dire le manque de corrélation entre variation du pH et du taux de saturation en bases. Les mêmes recherches ont été effectuées. Nous avons pu mettre en évidence le rôle important de l'aluminium dans l'acidité d'échange et dans l'établissement des bilans de cations ainsi que celui des charges de l'argile et de la matière organique dans la variation de la capacité d'échange avec le pH. L'argile intervient principalement par ses charges permanentes tandis que la matière organique même à dose faible, joue un rôle primordial dans les charges variables.

INTRODUCTION

L'étude du bilan des cations échangeables en sols lessivés à pseudogley a été faite sur un profil caractéristique sous forêt (E. LEFEBVRE-DROUET, S. MÉRIAUX, 1963).

En vue d'une généralisation éventuelle des résultats obtenus à des sols acides cultivés de même type ou de nature différente, sableux et granitiques, nous avons poursuivi les mêmes recherches, c'est-à-dire l'examen de la fraction argileuse, et l'établissement du bilan de cations échangeables en fonction du pH d'échange.

MATÉRIEL UTILISÉ ET TECHNIQUES EXPÉRIMENTALES

Matériel utilisé

Différents profils ont été prélevés :

— un profil de sol de type lessivé à pseudogley, sous culture, à Lonchamp.

— un profil de sol sableux de la Vallée de la Saône, dans un bois d'acacias à Le Châtelet.

— un profil de sol granitique cultivé sur anatexites à cordiérites du Morvan Nord, au lieu dit Les Berges.

Leurs caractéristiques granulométriques et chimiques sont résumées dans le tableau 1 :

Longchamp.— Nous notons une variation faible du pH H_2O le long du profil : il passe de 5,3 pour l'horizon 2 à 5 pour l'horizon 3 (le pH de l'horizon superficiel est assez élevé du fait de la culture). Le taux d'argile, et par conséquent la valeur de la capacité d'échange, augmentent rapidement jusqu'à l'horizon 3 et restent identiques pour les horizons profonds non mentionnés dans le

TABLEAU I

Caractéristique des profils

Numéros	Profondeur	Argile (% g)	M. O. (% g)	pH eau	pH KCl	CE pH 7 (méq. % g)	Ca (méq. % g)	Mg (méq. % g)	K (méq. % g)	Na (méq. % g)	S_4/CE
Longchmp											
1	5 — 25	12,5	1,7	5,7	4,8	7,05	5,78	0,72	0,10	0,60	100
2	25 — 50	21,5	0,8	5,3	4,4	8,05	6,00	0,80	0,09	0,55	93
3	50 — 100	39	0,8	5,0	3,5	20,45	11,72	2,78	0,11	0,61	75
Le Châtelet											
1	2 — 9	4,5	5,1	4,8	4,3	7,45	2,40	0,70	0,30	0,36	50
2	35 — 55	3,5	0,8	5,2	4,9	2,50	0,45	0,25	0,13	0,30	45
3	85 — 95	5,0	0,4	6,1		1,35	0,65	0,20	0,12	0,26	87,5
Les Berges											
1	0 — 20	10,6	3,4	5,0	4,1	10,80	4,10	1,00	0,55	0,12	53,5
2	20 — 40	13,5	1,8	4,8	3,7	11,20	2,30	0,30	0,44	0,10	28
3	40 — 65	13,2	1,2	4,35	3,3	10,05	1,10	0,50	0,21	0,10	19

tableau 1. Le taux des cations alcalins et alcalino-terreux par rapport à la capacité d'échange reste élevé tout le long du profil, il varie de 93 à 75 p. 100. Nous retrouvons le même phénomène que pour le profil précédemment étudié sous forêt à Gerland-Chocelle où, dans les horizons profonds, pour un pH voisin de 5, nous obtenions un taux de saturation en cations qui variait de 65 à 94,5 p. 100. Il semble donc que nous retrouvions ce manque de corrélation entre pH et taux de saturation en bases.

Le Châtelet.— La quantité d'argile est très faible, le maximum étant 5 p. 100. Le taux de matière organique est très important dans l'horizon superficiel ce qui se traduit par une valeur de la capacité d'échange assez élevée par rapport aux horizons profonds. Le pH augmente avec la profondeur ; il passe de 4,8 à 6,1 et le taux de saturation en bases suit la même variation de 50 p. 100 à 87,5 p. 100.

Les Berges.— La quantité d'argile est sensiblement la même le long du profil. La valeur de la capacité d'échange varie peu ; par contre, le taux de saturation en bases diminue avec la profondeur, il passe de 53,5 p. 100 à 19 p. 100 ; parallélement la valeur du pH décroît de 5 à 4,35.

Ces deux derniers profils présentent donc des caractéristiques différentes de celles de Longchamp et Gerland-Chocelle. La corrélation entre pH et taux de saturation en bases semble bien établie.

Techniques

Nous rappelons brièvement les techniques déjà utilisées dans l'étude précédente :

a) pH par potentiométrie, sur la terre sèche (rapport sol/eau 1/1).

b) Capacité d'échange et cations alcalins et alcalino-terreux par une solution normale de CH_3COONH_4 à différents pH.

c) Acidité d'échange :

— à pH 8,1 par la méthode de MEHLICH, (1953),

— par une solution d'un sel neutre non tamponné (méthode GILLY, 1958 et YUAN, 1959).

d) Aluminium : titrimétrie et colorimétrie.

RÉSULTATS

ÉTUDE DE LA FRACTION ARGILEUSE

Cette étude a été entreprise afin de déterminer la nature de l'argile sur l'ensemble des profils.

Longchamp. — Pour les horizons 1, 2 et 3, nous avons déterminé la *composition chimique* de l'argile (1). Les résultats obtenus sont les suivants :

Constituants	Horizon 1	Horizon 2	Horizon 3
H_2O^-	2,60	2,82	3,00
H_2O^+	9,55	9,40	10,75
SiO_2	50,16	50,40	43,35
Al_2O_3	23,98	24,12	27,03
Fe_2O_3	7,01	7,53	11,47
FeO	0,72	0,61	0,43
TiO_2	2,27	1,98	1,26
P_2O_5	0,15	0,05	0,05
MnO	0,10	0,10	0,16
CaO	0,07	0,14	0,04
MgO	0,47	0,47	0,36
K_2O	1,50	1,33	1,12
Na_2O	0,24	0,22	0,13
Total	98,82	99,17	99,15
SiO_2/Al_2O_3	3,55	3,55	2,72
$SiO_2/Al_2O_3 + Fe_2O_3$	3	2,96	2,14

(1) Nous remercions vivement M. DEJOU et Mme JACQUIN d'avoir effectué ces analyses.

Nous observons la constance du rapport SiO_2/Al_2O_3 pour les deux horizons 1 et 2 ; par contre ce rapport est beaucoup plus faible pour l'horizon 3.

La capacité d'échange a été mesurée : nous trouvons respectivement (en méq. 100 g) :

Horizon 1	Horizon 2	Horizon 3
32,5	32,25	49,5

Des diagrammes de rayons X [1] laissent supposer que la fraction fine des trois horizons renferme une proportion assez forte d'éléments gonflants de type montmorillonite à côté d'une illite et d'une kaolinite très mal cristallisées.

La proportion de ces édifices gonflants est plus importante dans l'horizon 3 que dans le 1.

Le Châtelet. — Étant donnée la faible teneur en argile des horizons constitutifs, il n'a pas été possible de faire l'analyse chimique. La mesure de la *capacité d'échange* a été effectuée : elle est de 33 méq. p. 100 g.

L'étude aux rayons X a mis en évidence la présence d'un complexe à (10-14 Å) dominant largement la kaolinite. Ce complexe est formé de feuillets de type illite peu abondants, d'interstratifiés chlorite-vermiculite. La vermiculite n'est pas encore nettement formée.

Les Berges. — Les résultats de l'*analyse chimique* sont rappelés ci-après :

Constituants chimiques	Horizon 1	Horizon 2	Horizon 3
H_2O^-	1,45	1,85	2,30
H_2O^+	11,70	11,73	11,03
SiO_2	42,50	42,26	41,93
Al_2O_3	37,50	36,78	37,75
Fe_2O_3	3,32	3,68	3,72
FeO	1,08	0,72	0,54
TiO_2	1,20	0,93	0,95
P_2O_5	0,51	0,50	0,29
MnO	0,07	0,06	0,06
CaO	0,04	0,05	0,05
MgO	0,56	0,42	0,50
K_2O	1,22	1,10	1,06
Na_2O	0,26	0,18	0,16
Total	101,41	100,26	100,34
SiO_2/Al_2O_3	1,93	1,95	1,89
$SiO_2/Al_2O_3 + Fe_2O_3$	1,82	1,84	1,78

Nous notons la constance du rapport SiO_2/sexquioxydes dans les trois horizons étudiés.

La *capacité d'échange* à pH 7 a également été déterminée (méq. % g) :

Horizon 1	Horizon 2	Horizon 3
32,75	34	31,5

(1) Grâce à l'obligeance de MM. MILLOT et LUCAS et Mlle PAQUET (Laboratoire de Géologie de Strasbourg).

L'analyse minéralogique par les rayons X révèle une homogénéité de composition de la fraction fine le long du profil. L'argile est identique à celle du Châtelet mais semble constituer une forme d'évolution plus poussée.

Toutes ces données concourrent à montrer l'identité du matériel argileux le long du profil.

BILAN DES CATIONS ÉCHANGEABLES

1. *Acidité d'échange*

Les deux techniques employées pour mesurer l'acidité d'échange par une solution N de KCl donnent des résultats très voisins, ainsi que les chiffres suivants l'attestent :

	KCl méq. p. 100 g				$BaCl_2$ + TEA pH 8,1 méq. p. 100 g
	GILLY		YUAN		
	H + Al	H	H + Al	H	
Longchamp					
1	0,05		0,11	0,07	3,0
2	0,11		0,12	0,02	4,2
3	2,67	0,07	2,42	0,22	8,8
Le Châtelet					
1	0,49	0,23	0,67	0,35	7,2
2	0,26	0,06	0,36	0,15	2,6
3	0,06		0,09	0,02	0,7
Les Berges					
1	0,49	0,21	0,42	0,18	10,0
2	3,35		3,00	0,37	10,3
3	4,85		4,30	0,54	10,0

Longchamp.

La valeur de l'acidité d'échange très faible pour les horizons 1 et 2, est nettement plus importante pour l'horizon 3. Elle est presque uniquement constituée par l'aluminium comme dans le cas du profil Gerland-Chocelle.

Le Châtelet.

Sur l'ensemble du profil l'acidité d'échange est faible, en raison de la très faible teneur des horizons en argile. Elle diminue le long du profil pour atteindre une valeur négligeable dans l'horizon profond. Ceci est en bonne corrélation avec le pH qui passe de 4,8 en surface à 6,1 en profondeur et avec le taux de saturation qui varie de 50 p. 100 à 88 p. 100.

Contrairement aux profils précédents, cette acidité dans les horizons 1 et 2 n'est pas due uniquement à l'aluminium. H^+ en compose environ la moitié.

Les Berges.

Très faible pour l'horizon superficiel elle va en augmentant le long du profil alors que le pH diminue.

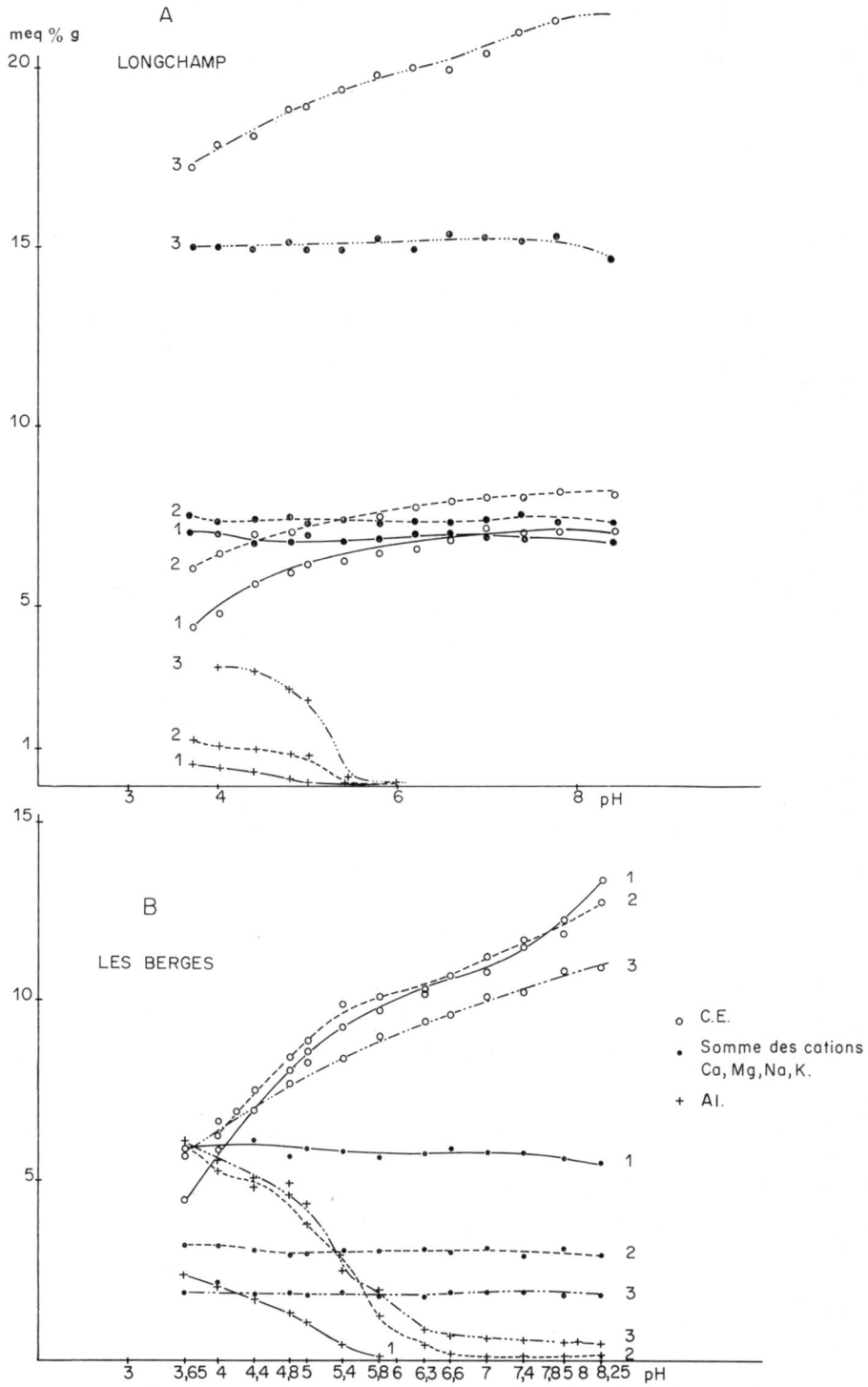


FIG. 1A, 1B. — *Variations de la capacité d'échange, de la somme des cations alcalins et alcalino-terreux et de l'aluminium avec le pH de la solution d'extraction*

Dans l'horizon superficiel elle est composée d'aluminium et H^+ en proportion sensiblement égale alors que pour les deux autres horizons, elle est essentiellement composée d'aluminium.

L'acidité totale déterminée à pH 8,1, selon la technique MEHLICH est la même sur tout le profil.

2. *Bilan des cations à pH croissant*

Les diverses variations ont été étudiées entre les pH 3,7 et 8,4.

Variation de la capacité d'échange avec le pH.

Longchamp (fig. 1A).

Nous notons une évolution identique pour les horizons 1 et 2 (les courbes sont parallèles). L'augmentation est régulière jusqu'à pH 6,2 et plus faible ensuite. Pour l'horizon 3, la variation est plus importante ; ceci est en partie dû à sa plus forte teneur en argile.

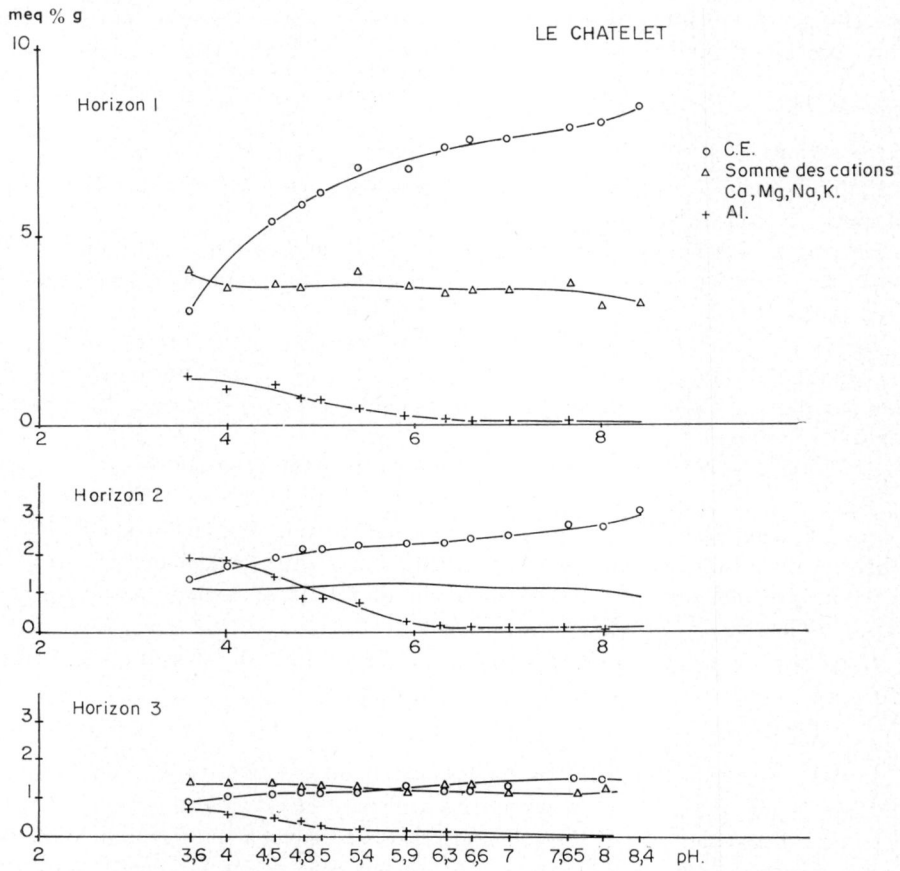


FIG. 2. — *Variations de la capacité d'échange, de la somme des cations alcalins et alcalino-terreux et de l'aluminium avec le pH de la solution d'extraction*

Le Châtelet (fig. 2)

Pour l'horizon 1, nous notons une augmentation rapide, jusqu'aux environs de pH 5, puis plus lente ensuite.

Les horizons 2 et 3 présentent la même variation lente et quasi linéaire avec le pH d'extraction.

Ces horizons très faiblement argileux diffèrent essentiellement par leur teneur en matière organique. L'horizon superficiel est très humifère alors que l'horizon profond est uniquement minéral.

Les Berges (fig. 1B).

Les horizons 1 et 2 marquent une augmentation rapide jusqu'à pH 5, puis plus lente jusqu'à pH 7 et de nouveau rapide à partir de ce pH, tandis que pour l'horizon 3 l'augmentation est régulière et progressive tout au long de la courbe.

Variation des cations avec le pH.

Cette variation est identique pour les trois profils : la somme des cations alcalins et alcalino-terreux reste constante quel que soit le pH de la solution d'extraction.

L'aluminium présente des variations importantes avec le pH : valeur maximum vers pH 3,7, décroissance d'abord modérée jusqu'à pH 5 environ, puis brusque jusqu'à une valeur nulle à pH 6.

Variation du taux de saturation avec le pH.

Longchamp (fig. 3A).

Pour l'horizon 1 : le taux de saturation est 100 p. 100 à partir de pH 5,8 (qui correspond au pH du sol) jusqu'à pH 8,2.

Horizon 2 : Cet horizon reste fortement saturé, quel que soit le pH d'extraction. A pH 7, la saturation est de 93 p. 100 ; au pH du sol (5,3) le taux de saturation est de 100 p. 100.

Horizon 3 : le pH du sol est 5. A ce pH la saturation en cinq cations par rapport à la capacité d'échange est de 92 p. 100. Le bilan est donc approximativement réalisé au pH du sol, ce qui confirme que l'acidité d'échange est bien due uniquement à l'aluminium.

Cet horizon reste également très saturé tout au long de la courbe (77 p. 100 à pH 7).

Si nous comparons cette courbe de variation du taux de saturation à celle de l'horizon C du profil Gerland-Chocelle, précédemment étudié, nous nous apercevons que l'allure des deux courbes est absolument identique, elles sont parallèles avec un très faible écart entre elles (écart < à 5 p. 100).

Nous retrouvons donc bien le même phénomène : taux de saturation en cations élevé pour un pH voisin de 5.

Le Châtelet (fig. 3B).

Le taux de saturation diminue régulièrement en fonction du pH d'extraction.

Pour l'horizon 1, si nous prenons la saturation en cinq cations par rapport à la capacité d'échange au pH du sol, nous nous apercevons que le bilan n'est pas satisfait car la saturation n'est que de 75 p. 100 environ ; ce qui semblerait confirmer la présence de H^+ que nous retrouvons dans l'acidité d'échange.

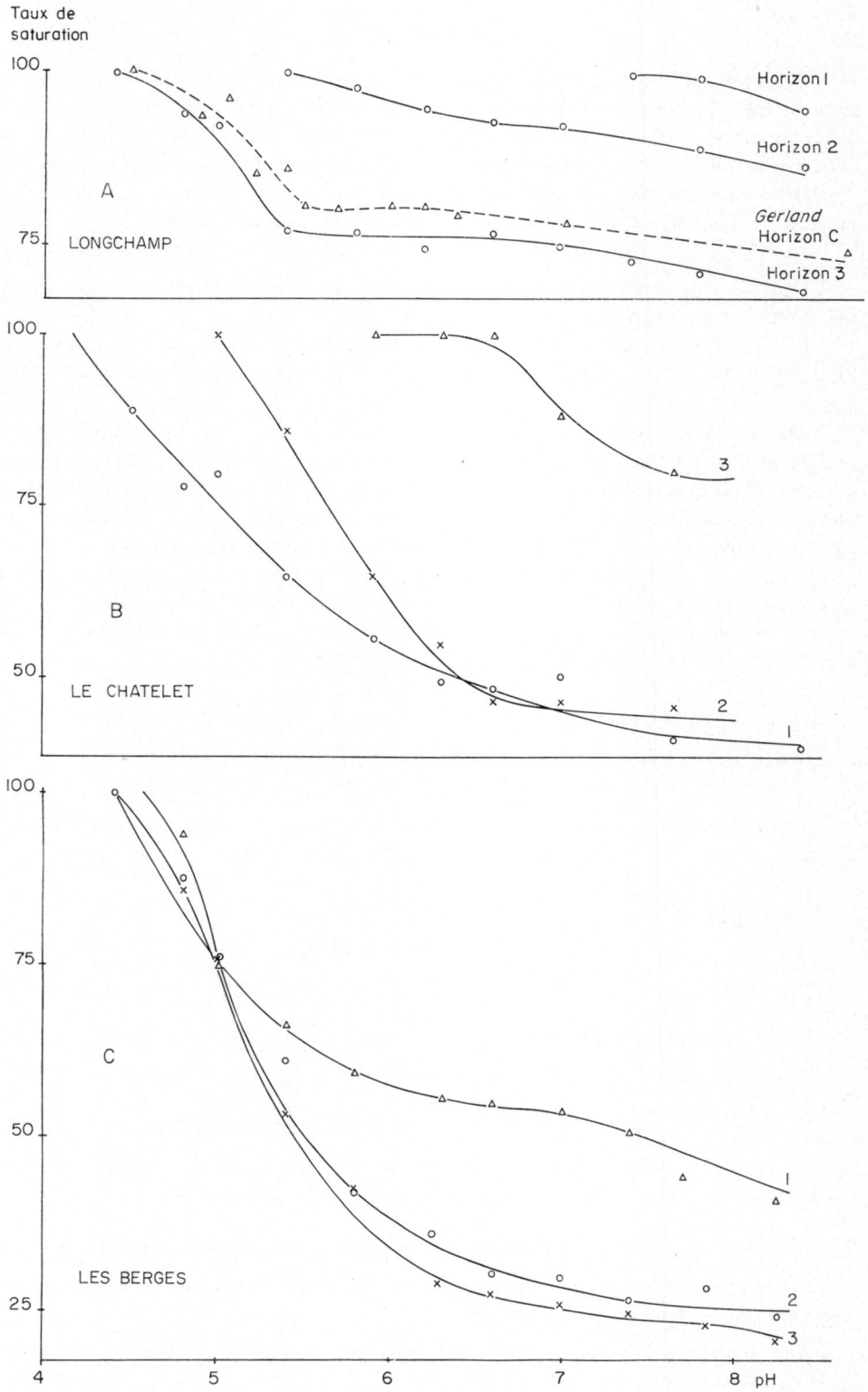


FIG. 3A, 3B, 3C. — *Variation du taux de saturation en cinq cations avec le pH de la solution d'extraction*

Toutefois, si l'on fait la somme des quatre cations + acidité d'échange par la solution de KCl (technique YUAN) nous ne retrouvons pas exactement la saturation de la capacité d'échange à pH 4,8. Ceci est sans doute dû à la valeur faible de la capacité d'échange et des cations qui entraîne une erreur absolue trop importante.

Pour les horizons 2 et 3, le bilan est réalisé au pH du sol, ce qui confirme que l'acidité d'échange est bien due presque entièrement à l'aluminium.

Les Berges (fig. 3 C).

Pour les trois horizons le taux de saturation diminue au fur et à mesure que le pH d'extraction augmente.

La variation est identique et plus importante pour les horizons 2 et 3 que pour l'horizon 1, ce qui est en bonne corrélation avec les différences de pH de ces horizons.

Au pH du sol : pour l'horizon 1, le bilan n'est pas complet, la saturation n'est que de 82,5 p. 100. Or, l'acidité d'échange déterminée par KCl n'est pas formée uniquement d'aluminium, les ions H^+ en composent environ la moitié ; cependant, si nous faisons la somme des bases et de l'acidité d'échange comme dans le cas du Châtelet, nous ne retrouvons pas la saturation de la capacité d'échange.

Pour les horizons 2 et 3, le bilan est complet aux pH respectifs de ces horizons : il est de 94 p. 100 pour l'horizon 2 qui a un pH de 4,8 et de 100 p. 100 pour l'horizon 3 dont le pH est 4,35. Ceci confirme bien que pour ces deux horizons l'acidité d'échange est due uniquement à l'aluminium.

3. *Intervention de l'argile et de la matière organique dans les bilans*

a) *Participation de l'argile et de la matière organique à la capacité d'échange.*

	Participation de l'argile méq. p. 100 g	Participation M.O. méq. p 100 g	C.E. M.O. pH 7 méq. p. 100 g
Longchamp			
1	4,06	2,99	176
2	6,93	1,12	140
3	19,30	1,15	143
Le Châtelet			
1	1,48	5,97	120
2	1,15	1,35	170
3	1,65	0	
Les Berges			
1	3,47	7,33	215
2	4,42	6,78	376
3	4,32	5,73	477

b) *Détermination des différentes sortes de charges de l'argile et de la matière organique.*

Nous rappellerons brièvement la théorie de SCHOFFIELD. Le minéral argileux est composé de deux sortes de charges :

Les charges permanentes dues aux substitutions isomorphiques du réseau qui sont constantes au-dessous de pH 5.

TABLEAU 2

Intervention des différentes charges de l'argile et de la matière organique

	Charges permanentes					Charges variables						
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Longchamp												
1	6	3,78	2,22	130	73	1,05	2,05	0.25	6	0,80	47	27
2	7	6,51	0,49	61	43	1,05	2,05	0,44	6	0,61	76	54
3	17,35	17,02	0,33	41	28	3,10	5,85	2,28	12	0,82	100	70
Les Berges												
1	6,20	2,66	3,54	104	47	4,6	7,64	0,80	23,5	3,8	112	50
2	6,06	3,39	2,67	149	40	5,14	7,64	1,03	23,5	4,11	228	60
3	6,20	3,31	2,89	240	50	3,85	7,64	1,00	23,5	2,85	237	50

1 : Charges permanentes totales (méq. p. 100 g sol).
2 : Participation argile (méq. p.100 g sol).
3 : Participation M. O. (méq. p.100 g sol).
4 : Intervention de M. O. dans les charges permanentes (méq. p.100 g).
5 : Fraction de la C. E. de M. O. à pH 7 entrant dans les charges permanentes (%).
6 : H des charges variables totales (méq. p.100 g).
7 : Participation de l'argile aux charges variables (méq. p.100 g).
8 : Intervention de l'argile dans les charges variables (méq. p.100 g sol).
9 : Fraction de la C. E. de l'argile intervenant à pH 7 dans les charges variables (%).
10 : Intervention de M. O. dans les charges variables (méq. p.100 g sol).
11 : Participation de la M. O. aux charges variables (méq. p.100 g).
12 : Fraction de la C. E. de M. O. intervenant à pH 7 dans les charges variables(%).

Les charges variables avec le pH, dues à la dissociation des ions H^+ à partir des OH des couches tétraédriques aux bords des feuillets ; ces charges apparaissent à partir de pH 6.

La matière organique intervient dans les charges variables par l'ionisation des H^+ de ses groupements carboxyles ou hydroxyles.

D'après COLEMAN et *al.* (1959) les charges permanentes sont représentées par la somme des cations alcalins, alcalino-terreux et l'aluminium, déplacés, dans les sols acides, par une solution normale neutre d'un sel non tamponné (KCl).

D'autres auteurs appellent charges permanentes, la capacité d'échange mesurée après percolation par une solution normale de KCl (CEC-KCl).

Les charges variables ou dépendant du pH sont la différence entre la capacité d'échange déterminée par une solution normale d'un sel tamponné et la capacité d'échange KCl ou charges permanentes.

Nous avons calculé les charges totales et nous avons essayé de dégager la participation de l'argile et de la matière organique à ces charges.

Pour les charges permanentes globales, nous avons pris comme valeur celle de la capacité d'échange déterminée par une solution normale d'acétate d'ammonium tamponnée au pH du sol mesuré par KCl (elle correspond à la capacité d'échange KCl).

Dans le cas des profils dont le pH est inférieur à 5, la somme S_4 plus l'acidité d'échange KCl donne une valeur identique à celle de la capacité d'échange KCl.

L'écart entre la capacité d'échange à pH 7 et les charges permanentes représente les charges variables dues à l'argile et à la matière organique.

Les charges permanentes spécifiques de l'argile ont été calculées. Elles sont représentées par la capacité d'échange mesurée à pH inférieur à 5. Trois valeurs de pH ont été choisies : 3,7 — 4 — 4,8. Les résultats trouvés sont identiques et correspondent bien aux charges permanentes.

Longchamp argile horizon	1	29,83	Les Berges	1	23,58
—	2	30,83	—	2	25,83
—	3	43,66			

D'après ces calculs, nous avons pu dégager la participation de l'argile aux différentes charges et en déduire celle de la matière organique.

Les résultats sont consignés dans le tableau 2.

Longchamp.

Dans les horizons 1 et 2, nous notons une faible participation de l'argile dans les charges variables 2,05 méq. pour 100 g qui ne représente que 6 p. 100 de sa capacité d'échange, la matière organique intervenant dans des proportions beaucoup plus importantes : 47 et 76 méq./100 g ; cependant pour l'horizon 1 cette participation ne représente que 27 p. 100 de sa capacité d'échange à pH 7, ce qui est une valeur faible. Il faut noter que les calculs des différentes charges ne sont que très approximatifs.

Pour l'horizon 3, la participation de l'argile aux charges variables est plus élevée que dans les deux premiers horizons 5,85 méq./100 g qui correspond à 12 p. 100 de sa capacité d'échange. La matière organique également joue un grand rôle, malgré le taux faible, car 70 p. 100 de sa capacité d'échange intervient dans ces charges.

Le Châtelet.

Les calculs n'ont pu être faits en raison de la faible teneur en argile du profil. Les charges variables dues à l'argile n'ont pu être mises en évidence. La totalité de ces charges serait due à la matière organique.

Les Berges.

Pour ces trois horizons de teneur sensiblement égale en argile, la participation de l'argile aux charges variables est plus importante que dans le profil Longchamp, elle est de 7,64 méq./100 g et correspond à 23,5 p. 100 de la capacité d'échange de l'argile à pH 7.

La matière organique intervient également de façon appréciable (50 à 60 p. 100 de sa capacité d'échange) et le taux de saturation en bases de ce profil est en bonne corrélation avec le pH.

DISCUSSION

a) *Capacité d'échange*

Les variations de la capacité d'échange avec le pH de la solution d'extraction présente les mêmes phénomènes que ceux décrits par PRATT, 1961 et HELLING, 1964.

Ces auteurs signalent soit une variation régulière avec le pH, soit une augmentation assez rapide de pH 3 à 5, puis plus faible de pH 5 à 6 et de nouveau plus marquée de pH 6 à 8.

Nous retrouvons ce dernier type de courbe dans les horizons 1 du Châtelet et 1 et 2 des Berges.

HELLING explique la variation importante de la capacité d'échange avec le pH par la présence de matière organique qui joue un rôle important dans les charges variables. La capacité d'échange de la matière organique s'élève avec le pH dans des proportions beaucoup plus importantes que celle de l'argile : de pH 2,5 à 8, l'augmentation de la capacité d'échange de la matière organique a un facteur 6 alors que celle de l'argile n'a qu'un facteur 1,7. Ceci confirme le rôle principal de la matière organique dans les charges variables.

Dans le cas des profils étudiés, les horizons bien pourvus en matière organique, malgré une teneur relativement faible en argile, présentent une variation importante de la capacité d'échange avec le pH. C'est le cas de l'horizon 1 de Le Châtelet et des trois horizons des Berges. Dans ce dernier profil, la participation de la matière organique aux charges variables est environ 3 à 5 fois celle de l'argile.

Dans le profil Longchamp, l'horizon 1, bien qu'il renferme 1,7 p. 100 de matière organique, présente une variation assez faible ; or, d'après les calculs des différentes charges nous avons trouvé une participation faible de la matière organique dans les charges variables. Les deux autres horizons de ce profil ont une variation identique à l'horizon 1. La matière organique intervient dans les charges variables en forte proportion, mais sa teneur est très faible et sa participation est même inférieure à celle de l'argile dans l'horizon 3.

Si nous reprenons les horizons A_2 et C du profil Gerland-Chocelle étudié dans notre travail précédent, nous retrouvons également cette différence de variation

de la capacité d'échange entre les deux horizons. Elle est plus importante dans l'horizon A_2 qui renferme 1,4 p. 100 de matière organique et 12,5 p. 100 d'argile que dans l'horizon C très argileux, mais uniquement minéral.

Nous avions trouvé une faible participation de l'argile aux charges variables et, par contre, environ la moitié de la capacité d'échange de la matière organique intervenait dans ces charges.

Toutes ces données confirment bien la remarque de HELLING et mettent en évidence l'importance des charges variables, principalement dues à la matière organique, dans la variation de la capacité d'échange avec le pH.

b) *Acidité d'échange : aluminium*

Les courbes de variation de l'aluminium en fonction du pH d'extraction sont en accord avec celles de PRATT et BAIR, 1961. Ils ont étudié l'influence du pH de la solution d'acétate d'ammonium sur l'extraction de l'aluminium : valeur maximum vers pH 4, décroissance régulière jusque vers pH 5,4 pour atteindre une valeur presque nulle vers pH 6.

L'extraction de Al par une solution normale d'acétate d'ammonium tamponné à pH 4,8 donne toujours des valeurs supérieures à celles obtenues par l'extraction avec une solution normale de KCl.

Profils	pH du sol KCl	Al KCl méq./100 g	Al CH_3COONH_4 (pH 4,8) méq./100 g
Longchamp			
1	4,8	0,04	0,26
2	4,4	0,10	0,90
3	3,5	2,20	2,66
Le Châtelet			
1	4,3	0,32	0,57
2	4,9	0,21	0,81
Les Berges			
1	4,1	0,24	1,31
2	3,7	2,73	5,00
3	3,3	3,76	4,77

Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés par les différents auteurs : BHUMBLA, 1964 ; COLEMAN, 1959 ; MC LEAN, 1958-1959-1965 ; PRATT, 1961 ; YUAN, 1959.

L'acidité d'échange et en particulier l'aluminium donnent des résultats différents selon le solvant d'extraction. Ceci est dû aux différentes formes d'aluminium.

La forme échangeable Al^{+++} devient $Al(OH)_3$ mais existe sous différentes formes intermédiaires $Al(OH)_2^+$, $Al(OH)^{++}$, ces formes sont plus ou moins polymérisées et donnent des complexes difficilement échangeables.

Selon PRATT, pour les sols dont le pH est supérieur à 4,8, l'acétate de NH_4 à pH 4,8 extrait des composés insolubles d'Al, qui ne sont pas extraits par KCl.

D'après MC LEAN, pour les sols dont le pH est nettement inférieur à 4,8, les solutions non tamponnées seraient plus efficaces pour extraire Al que l'acétate de NH_4 à pH 4,8.

Dans notre étude, quel que soit le pH du sol, nous avons toujours trouvé des valeurs plus élevées d'Al par l'extraction à l'acétate.

Les avis sont partagés au sujet de l'emploi du solvant : dans l'ensemble, Mc LEAN préfère l'acétate à pH 4,8, tandis que COLEMAN pense que la solution KCl, donne des résultats moins arbitraires.

BHUMBLA signale que quel que soit le solvant utilisé (acétate pH 4,8 ou KCl) le temps de contact joue un rôle très important : il augmente la quantité d'Al extrait.

Cette observation pourrait également justifier la différence trouvée dans nos résultats entre les deux procédés : l'extraction par l'acétate à pH 4,8 se fait par percolation de 200 ml pendant au moins 4 heures, tandis que dans l'extraction à KCl le temps de contact n'est que d'une demi-heure.

c) *Interprétation des bilans*

Nous avons déjà signalé que dans le cas du profil Longchamp, nous retrouvons le même phénomène que dans le profil Gerland-Chocelle, c'est-à-dire faible variation de la saturation en bases en fonction du pH dans les horizons profonds. Dans cet horizon de Gerland-Chocelle argileux, et uniquement minéral, nous avions trouvé une participation faible de l'argile aux charges variables de l'ordre de 3 à 4,4 méq. p. 100 g et représentant de 7,5 à 11 p. 100 de la capacité d'échange à pH 7.

Or, à Longchamp, dans l'horizon profond riche en argile, nous avons trouvé également une participation faible de l'argile aux charges variables : elle est un peu plus élevée que dans le cas de Gerland, mais ne représente que 12 p. 100 de la capacité d'échange.

Cet horizon n'est pas uniquement minéral, mais sa teneur en matière organique est faible, et bien que son rôle soit important dans les charges variables, sa participation dans le sol est nettement inférieure à celle de l'argile (0,82 méq. contre 2,28 méq).

L'ensemble des charges variables reste donc faible par rapport aux charges permanentes et pourrait également expliquer la forte saturation en bases de cet horizon pour un pH de 5.

Par contre, dans le profil Les Berges nous avons une bonne relation entre taux de saturation en bases et pH. Or la proportion de charges variables est plus importante que dans le profil Longchamp : d'une part l'argile intervient plus largement, d'autre part la quantité de matière organique est encore appréciable dans les horizons profonds et intervient donc fortement dans ces charges.

Dans notre étude précédente sur le profil Gerland nous avons noté que la moitié environ de la capacité d'échange de la matière organique participait aux charges variables. Nous retrouvons une participation du même ordre de 50 à 60 p. 100. Nous avons noté que : « bien que la fraction restante correspondait à la même catégorie de charges, elle échappait au bilan en raison de ses possibilités de dissociation à bas pH ». En effet, la matière organique intervient dans les charges variables par ses groupements fonctionnels, qui en général sont faiblement ionisés, mais elle renferme également une proportion plus ou moins grande de groupements fortement ionisés et pouvant être échangés par KCl. Ils sont donc englobés dans les charges permanentes.

Connaissant la capacité d'échange de l'argile correspondant aux charges permanentes, nous avons pu, très approximativement, calculer la proportion de cet H^+ fortement ionisé, déplacé par KCl ; elle est de l'ordre de 28 à 43 p. 100 de la capacité

d'échange à pH 7 pour les deux derniers horizons de Longchamp (la valeur trouvée pour l'horizon 1 paraît anormalement élevée) de 40 à 50 p. 100 pour Les Berges ; nous avons également fait les calculs pour le profil Gerland-Chocelle et nous trouvons une participation de l'ordre de 25 à 40 p. 100. KAMPRATH en 1962, dans une étude de la matière organique note une proportion de 20 p. 100 par rapport à H^+ total dosé par $BaCl_2$-triéthanolamine qui correspond à environ 40 p. 100 de sa capacité d'échange à pH 7. Il note également une autre valeur de 23 p. 100.

Nous retrouvons ainsi dans notre bilan environ la totalité de la capacité d'échange de la matière organique.

CONCLUSION

Ces trois nouveaux profils étudiés, de nature pédologique très différente, présentent des caractéristiques communes : la variation de la capacité d'échange en fonction du pH d'extraction, est identique et est liée aux teneurs et natures d'argile et de matière organique. Le taux des quatre cations alcalins et alcalino-terreux est constant, quel que soit le pH d'extraction ; celui de l'aluminium varie avec le pH ; les courbes de variation sont les mêmes.

Les mesures d'acidité d'échange ont mis en évidence le rôle important de l'aluminium dans cette acidité.

Par contre, la variation du taux de saturation en cinq cations avec le pH est différente selon les profils. Le profil Longchamp ainsi que celui de Gerland, étudié antérieurement, présentent le même phénomène : une forte saturation en cinq cations dans l'horizon profond bien que le pH soit relativement bas, tandis que dans les deux autres profils, il existe une bonne corrélation entre ce taux de saturation et le pH. Nous avons pu interpréter cette différence de comportement par la notion de charges permanentes et charges variables avec le pH, dues à l'argile et à la matière organique.

L'argile intervient surtout par ses charges permanentes ; ses charges variables sont en général faibles, parfois même négligeables. La quantité varie selon la nature de l'argile et représente une proportion plus ou moins grande de la capacité d'échange.

Par contre, la matière organique joue un rôle primordial dans les charges variables. Sa présence dans les divers horizons a une importance considérable sur la variation du taux de saturation avec le pH.

Reçu pour publication en octobre 1966.

SUMMARY

BALANCE OF THE EXCHANGEABLE CATIONS IN DIFFERENT TYPES OF ACID SOILS

Subsequently to the study of the cation balance on a surface-water gley soil profile of a leached out type, we wanted to test, on different types of acid soils, the reproducibility of the phenomenon, i.e. the lack of correlation between the pH variation and that of the base saturation rate. Three new profiles were studied. The same investigations were carried out : analysis of the argillaceous fraction and determination of the exchangeable cation balance in function of the exchange pH.

The results obtained put into evidence the important part played by Al. in the exchange acidity and in the determination of the cation balance. They allowed to deduce the characteristics common to these soils : the variation of the exchange capacity in function of the extraction pH is identical, and is bound to the clay and organic matter contents ; the rate of the 4 alkaline and alkaline-earth cations is constant, whatever the extraction pH may be, that of Al varies along with the pH.

On the other hand, the variation of the saturation rate for the five cations, with the extraction pH differs according to the profile. These behaviour differences may be explained by the notion of permanent charges and of pH- dependent charges due to the clay and organic matter. Clay mainly interferes through its constant charges, the variable charges being usually very low, whereas the organic matter plays an overwhelming part in the pH dependent charges.

ZUSAMMENFASSUNG

BILANZ DER AUSTAUSCHBAREN KATIONEN IN VERSCHIEDENEN SAUEREN BODENTYPEN

Nach Erforschung der Kationenbilanz eines ausgelaugten Pseudogleybodenprofils erwies es sich notwendig, die Reproduzierbarkeit der Erscheinung, d.h. das Fehlen einer Korrelation zwischen der Variation des pH und der des Basensättigungrates, auf verschiedenen anderen saueren Böden zu prüfen. Es wurden drei weiteren Profile analysiert. Die selben Untersuchungen wurden fortgesetzt : Untersuchung des toningen Bestandteils und Ausarbeitung der Bilanz der austauschbaren Kationen in Abhängigkeit von dem Austausch pH.

Die gewonnenen Ergebnisse zeigten die Bedeutung des Al für die Austauschkapazität und für die Ausarbeitung der Kationenbilanz. Daraus konnte man die gemeinsamen Eigenschaften dieser Profilen erschliessen : die Variation der Austauschkapazität in Abhängigkeit von dem Extraktions-pH ist gleichartig und hängt vom Gehalt an Ton und an organischer Substanz ab. Der Anteil der vier alkalinischen und erdalkalinischen Kationen ist beständig, unabhängig von dem Extraktions-pH, der des Aluminiums verändert sich mit dem pH. Dagegen ist die Veränderung des Saturationsrates mit dem pH bei den fünf Kationen, je nach dem Profil verschieden. Diese Verschiedenheiten könnten durch den Begriff der ständigen und mit dem pH wechselnden Ladungen, die durch den Ton und die organische Substanz bedingt sind, erklärt werden.

Der Ton spielt hauptsächlich eine Rolle durch seine ständigen Ladungen, wobei die veränderlichen Ladungen sehr schwach sind, während die organische Substanz eine überwiegende Rolle bei den wechselnden Ladungen spielt.

РЕЗЮМЕ

Баланс обменных катионов в различных типах кислых почв.

Е. ЛЕФЭВР—ДРУЭ.

Изучив баланс катионов по профилю почв типа смытых и содержащих псевдо-глей, автор предпринял проверку возможности репродукции этого феномена, то-есть отсутствия корреляции между изменениями pH и количественными изменениями насыщенности основаниями, на разных других типах кислых почв. Были анализованы три новых профиля и проведены те-же исследования что и в пред' идущей работе : изучение глинистой фракции, подведение баланса обменных катионов в зависимости от pH обмена.

Полученные результаты подчеркнули важную роль алюминия в кислотности обмена и при подведении баланса катионов, и позволили вывести черты, общие для этих профилей : одно и то-же изменение емкости обмена в зависимости от pH экстракции, связанное с содержанием глины и органического вещества; постоянство количеств четырех щелочных и щелочно-почвенных катионов при любом pH экстракции; изменение количеств алюминия в зависимости от pH.

И напротив, изменения насыщенности пятью катионами одновременно с pH экстракции различны в зависимости от профилей; эти различия в поведении можно об'яснить понятием постоянных или изменяющихся с pH зарядов глины и органического вещества. Глина действует главным образом при помщи своих постоянных зарядов в виду большой слабости ее изменяющихся зарядов, в то время как органическое вещество играет главную роль в случае зарядов изменяющихся.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BHUMBLA D. R., McLEAN E. O.,1965. Aluminum in soils. VI. Changes in pH-dependent acidity, cation exchange capacity, and extractable Al with additions of lime to acid surface soils. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.*, **29**, 370-374.

COLEMAN N. T., WEED S. B., McCRACKEN R. J., 1959. Cation exchange capacity and exchangeable cations in Piedmont soils of North Carolina. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.*, **23**., 146-149.

FRINK C. R., PEECH M., 1962. Détermination of aluminum in soil extracts. *Soil. Sci.*, **93**, 317-322.

HELLING C. S., CHESTERS G., COREY R. B., 1964. Contribution of organic matter and clay to soil cation-exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **28**, 517-520.

KAMPRATH E. J., WELCH C. D., 1962. Retention and cation-exchange properties of organic matter in coastal plain soils. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.*, **26**, 263-265.

LEFEBVRE-DROUET E., MERIAUX S., 1963. Bilan des cations échangeables en sols lessivés. *Ann. agron.*, **14**, 239-260.

LIN C., COLEMAN N. T., 1960. The measurement of exchangeable Al in soils and clays. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **24**, 444-446.

Mc LEAN E. O., et *al.* 1958. Aluminum in soils. I. Extraction methods and magnitudes in clays and Ohio soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **22**, 382-387.

Mc LEAN E. O., HEDDLESON M. R., POST G. J., 1959. Aluminum in soils. III. A comparison of extraction methods in soils and clays. *Soil Sci., Soc. Amer. Proc.*, **23**, 289-293.

Mc LEAN E. O., et *al.* 1964. Aluminum in soils. V. Forms of Al as a cause of soil acidity and a complication in its measurement. *Soil Sci.* 119-125.

MEHLICH A., 1953. Rapid determination of cation and anion exchange properties and pH of soils. *J. Assoc. Offic. agric. Chem.*, **36**, 447-457.

PRATT P. F., 1961. Effect of pH on the cation exchange capacity of surface soils. *Soil. Sci. Soc. Amer. Proc.*, **26**, 96-98.

PRATT P. F., BAIR F. L., 1961. A comparison of 3 reagents for the extraction of aluminum from soils. *Soil Sci.*, **91**, 357-359.

YUAN T. L., FISKELL J. G. A., 1959. Aluminum studies. II. Extractions of Al from some Florida soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.*, **23**, 202-205.

Ann. agron., 1966, **17** (5), 571-602.

ÉTUDE DU MICROCLIMAT LUMINEUX DANS LA VÉGÉTATION

P. CHARTIER

Station centrale de Bioclimatologie,
Centre national de Recherches agronomiques, 78 – Versailles

SOMMAIRE

L'étude du microclimat lumineux dans la végétation suppose la connaissance, d'une part, du climat lumineux au-dessus de la végétation et, d'autre part, des caractéristiques du couvert végétal (surface foliaire, port de la plante, propriétés optiques des feuilles). Pour une culture couvrante, ce microclimat lumineux est suffisamment caractérisé par :

— l'éclairement énergétique des plans horizontaux aux différents niveaux du couvert, compte tenu de l'hétérogénéité apportée par les taches de soleil ;

— la composition spectrale des flux lumineux correspondants ;

— la direction des rayons solaires directs.

Cette étude est faite dans le cas de trois types de couverts végétaux définis dans le texte.

INTRODUCTION

Un certain nombre d'interventions agronomiques ont pour effet de faire varier la surface foliaire (densité de semis, fumure azotée) ou de modifier le port de la plante (taille, palissage). Ces interventions se traduisent toutes par une modification de la répartition de l'énergie lumineuse dans le feuillage. De plus, le rendement de la photosynthèse diminuant lorsque l'éclairement augmente, la façon dont la lumière se répartit entre les différentes feuilles d'une culture est un facteur primordial de la production de matière sèche du couvert végétal. L'ensemble de ces faits souligne la nécessité d'une étude du microclimat lumineux au sein même de la végétation.

Le couvert végétal reçoit une certaine quantité d'énergie d'origine solaire variable avec la course apparente du soleil et avec les conditions climatiques. L'étude de ces variations du climat lumineux au-dessus de la végétation constitue la première partie de ce chapitre. Les rayonnements d'origine solaire sont modifiés au cours de la pénétration dans le couvert. Chaque feuille, suivant sa position sur la plante et dans la population végétale, est donc soumise à un champ lumineux très différent

de celui régnant à l'extérieur. Les deux parties suivantes seront consacrées, d'une part, au microclimat lumineux dans la végétation, d'autre part, aux propriétés optiques des feuilles, qui expliqueront en partie les faits établis précédemment.

Des résultats puisés dans la littérature ont été utilisés pour traiter les parties suivantes :

— le climat lumineux au-dessus de la végétation ;
— la pénétration de la lumière dans un couvert homogène ;
— les propriétés optiques des feuilles.

Par contre, ce qui concerne la pénétration de la lumière dans les couverts semi-hétérogènes et hétérogènes résulte essentiellement d'un travail théorique de l'auteur associé à quelques résultats expérimentaux fournis par l'étude bibliographique.

I. — CLIMAT ET MICROCLIMAT LUMINEUX AU-DESSUS DE LA VÉGÉTATION

La quantité de lumière reçue par une feuille à un instant donné dépend à la fois de la position du soleil, de l'état du ciel et de l'orientation de la feuille. Il est donc nécessaire de définir une surface de référence dans le cas d'une culture dont les feuilles ont des directions variables. Les météorologistes ont choisi de mesurer l'énergie rayonnante sur une surface plane et horizontale. Il paraît logique d'utiliser cette surface de référence pour caractériser l'intensité du rayonnement solaire au-dessus de la végétation.

Plus précisément, le rayonnement global est la quantité d'énergie reçue par une surface horizontale de 1 cm^2, provenant du soleil, soit directement (composante verticale du rayonnement solaire direct), soit par diffusion par le ciel et les nuages (rayonnement diffus) ; il s'exprime en calories par cm^2 (ou langley) et par unité de temps (minute, jour, mois). Il s'avèrera au cours de ce chapitre que la connaissance du rayonnement global seul est insuffisante ; il faut également déterminer la hauteur du soleil et l'éclairement d'un plan perpendiculaire au rayonnement solaire direct.

Une partie du rayonnement global est réfléchie vers le ciel. Le rapport énergie réfléchie sur énergie incidente définit l'albédo.

Une étude sommaire du rayonnement global, de l'albédo et de quelques modifications microclimatiques de ces facteurs, constituera l'ossature du paragraphe climat et microclimat lumineux au-dessus de la végétation.

II. *Rayonnement global*

Toute étude de rayonnement doit se diviser en deux parties au moins : énergie totale et composition spectrale de la lumière.

Énergie totale : rayonnement global proprement dit.

Le rayonnement global est composé de deux termes : le rayonnement solaire direct et le rayonnement diffusé.

Le rayonnement solaire direct se mesure perpendiculairement aux rayons solaires. L'expression du rayonnement global s'écrit donc :

$$G = I \sin h + D$$

G rayonnement global ;
I rayonnement solaire direct ;
D rayonnement diffusé par le ciel ;
h hauteur du soleil.

Il est possible de donner des valeurs approximatives des deux termes constituant le rayonnement global ; le tableau 1 montre l'importance du direct lorsque le soleil brille et sa disparition lorsque le ciel est totalement couvert.

TABLEAU 1

Contribution du rayonnement diffus au rayonnement global dans le cas d'un ciel clair et d'un ciel couvert

(d'après PERRIN DE BRICHAMBAUT, 1963)

	Rayonnement global cal cm^{-2} min^{-1}	Rayonnement diffus cal cm^{-2} min^{-1}
Ciel clair, hauteur du soleil 45°	1,30	0,15
Ciel couvert	0,30	0,30

Le rayonnement global fournit une indication sur la quantité d'énergie issue du soleil et arrivant sur le sol, mais ne renseigne par sur la composition spectrale de ce rayonnement. Celui-ci se répartit dans le spectre émis par le soleil, plus ou moins affaibli par la traversée de l'atmosphère.

Composition spectrale du rayonnement global

La presque totalité de l'énergie émise par le soleil et atteignant le sol correspond aux rayonnements de longueur d'onde 0,3 à 3 μ. La partie visible 0,4 à 0,7 μ, qui est active dans la photosynthèse, représente environ 50 p. 100 du rayonnement global. Les compositions spectrales des rayonnements solaires directs et diffus sont représentées sur les figures 1 et 2.

Modifications microclimatiques et extension de la notion de rayonnement global.

Chaque fois que la végétation à laquelle on s'intéresse est protégée par un abri, c'est le cas des serres par exemple, il est possible de définir, sous ce dernier, un rayonnement global qui représente l'énergie reçue par une surface horizontale unité. La valeur du rayonnement ainsi mesuré peut se rapporter au rayonnement global proprement dit à l'air libre. Mais il faut tenir compte cependant des modifications apportées par l'abri à la composition spectrale du rayonnement global. Une fois ces termes de passage connus, le problème de l'action de la lumière solaire sur la végétation n'est pas fondamentalement différent de ce qu'il est en plein air.

Une partie de l'énergie rayonnée par le soleil, plus ou moins diffusée par l'atmosphère, est réfléchie à la surface du sol. Cette réflexion dépend de la nature de la surface et de la hauteur du soleil; de plus, elle n'est pas la même dans tout le spectre. En particulier, les feuilles réfléchissent la lumière verte plus facilement que les autres parties du visible.

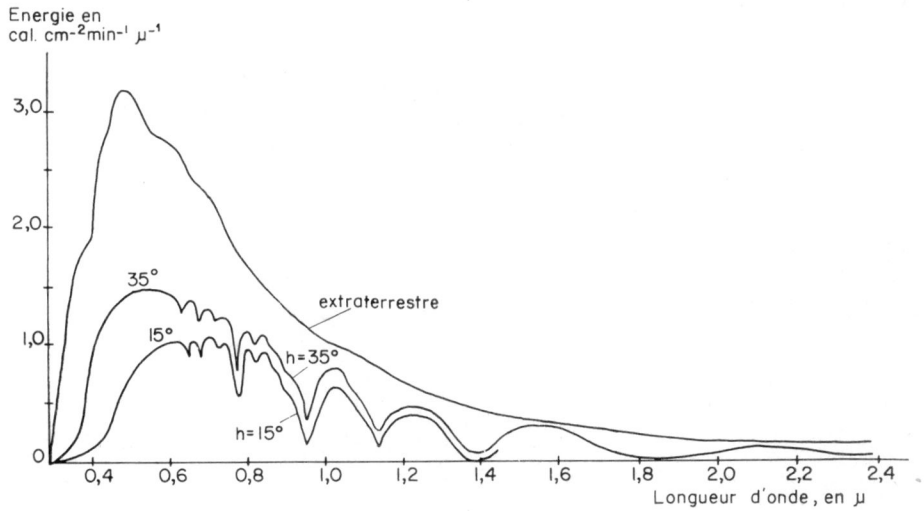


FIG. 1. — *Répartition spectrale du rayonnement solaire direct pour deux hauteurs du soleil et à la limite supérieure de l'atmosphère terrestre*
(cité par PERRIN de BRICHAMBAUT, 1963)

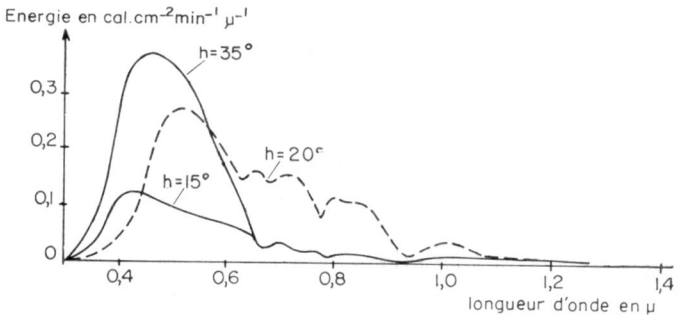


FIG. 2. — *Répartition spectrale du rayonnement diffus*
hauteur du soleil $h = 35°$, ciel clair
hauteur du soleil $h = 15°$, ciel clair
hauteur du soleil $h = 20°$, ciel couvert
(cité par PERRIN de BRICHAMBAUT, 1963)

12. *Albédo*

Il est possible de définir, d'une part, la proportion d'énergie réfléchie globalement ou albédo et, d'autre part, un facteur de réflexion monochromatique variable avec la longueur d'onde.

Albédo proprement dit.

La quantité d'énergie réfléchie varie avec la couverture du sol, ainsi que le montre le tableau 2. En général, un sol nu a un albédo plus faible qu'une culture basse en phase active de croissance. Étant donné que la moitié environ de l'énergie solaire est dans le proche infrarouge, assez bien réfléchie par les plantes, une impression visuelle, couleur claire ou couleur foncée, est insuffisante pour permettre d'apprécier l'énergie réfléchie. Une culture basse couvrant bien le sol a un albédo voisin de 0,25. Toutefois, si la plante a un certain nombre de feuilles verticales, et si le soleil est haut sur l'horizon, il y a une forte réflexion vitreuse, non diffusante (effet de miroir), qui tend à renvoyer l'énergie vers l'intérieur du couvert. Cette énergie n'est renvoyée vers le ciel qu'en faible partie par réflexions successives, l'albédo s'en trouve diminué par un véritable effet de piégeage. Ce phénomène est important dans le cas des forêts et explique en partie la faible valeur de l'albédo. Au contraire, l'albédo augmente lorsque le soleil est bas sur l'horizon et les feuilles horizontales, à cause d'une forte réflexion vitreuse qui renvoie une grande partie de l'énergie vers le ciel, du côté opposé au soleil. L'auteur a pu mesurer les variations d'albédo au-dessus d'un

TABLEAU 2

Ordres de grandeur de l'albédo pour quelques couvertures du sol
(d'après MONTEITH 1959 et PERRIN de BRICHAMBAUT 1963)

Sol nu (limon argileux à la capacité de rétention)	0,11
Sol nu (le même, desséché rapidement)	0,18
Prairie ou culture couvrant bien le sol	0,25
Neige fraîche	0,85
Forêt	de 0,06 à 0,20

champ de betteraves pour différentes hauteurs de soleil ; l'albédo augmente lorsque le soleil se couche, à cause des feuilles intermédiaires à port horizontal qui, vues à contre-jour, brillent comme des miroirs (voir tabl. 3).

TABLEAU 3

Variation de l'albédo au-dessus d'un champ de betteraves en fonction de la hauteur du soleil et de l'état du ciel
(mesures effectuées à l'aide de deux pyranomètres fixés à 2 mètres au dessus du sol)
(Septembre — Versailles)

État du ciel	Hauteur du soleil (en degrés)	Albédo
Clair	43	0,23
Clair	22	0,27
Clair	7	0,28
Couvert	41 (caché)	0,21

Par ailleurs, la surface recevant le rayonnement global réfléchit inégalement les différentes parties du spectre.

Composition spectrale de la lumière réfléchie.

La composition spectrale de la lumière réfléchie par la végétation n'est pas caractérisée uniquement par un maximum relatif dans le vert. L'infrarouge proche est beaucoup plus fortement réfléchi que le vert (fig 3).

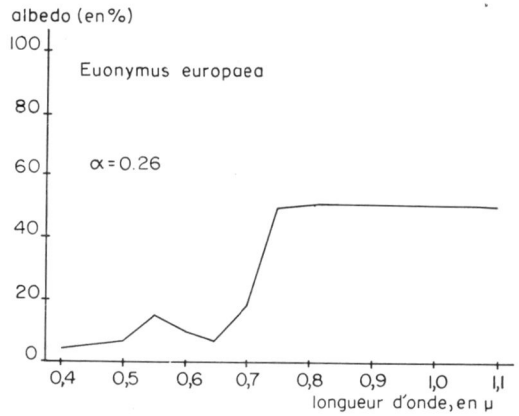


FIG. 3. — *Albédo en fonction de la longueur d'onde dans le cas de* Evonymus europaea
(l'albédo total pour le rayonnement solaire est de 0,26).
(d'après MONTEITH, 1959)

Les valeurs prises par l'albédo et la composition spectrale de la lumière réfléchie, dépendent des propriétés optiques des objets constituant la surface réfléchissante. C'est pourquoi l'étude de la réflexion des feuilles complétera les courtes informations ci-dessus (§ 32).

Le champ lumineux, tel qu'il vient d'être défini, est fortement modifié par le couvert végétal. On étudiera tout d'abord globalement le microclimat lumineux dans la végétation, puis les propriétés optiques des feuilles qui expliquent en partie le point précédent.

II. — MICROCLIMAT LUMINEUX DANS LA VÉGÉTATION

Au-dessus de la végétation, le climat lumineux est suffisamment défini par la connaissance du rayonnement global d'une part, de la position du soleil et de l'intensité du rayonnement solaire direct d'autre part. Dans la végétation, le microclimat peut être caractérisé, à une hauteur donnée, par l'éclairement d'un plan horizontal. L'hétérogénéité apparente de la lumière à tous les niveaux conduit à déterminer la surface respective et l'éclairement des taches de soleil et des zones ombrées. L'aspect énergétique retiendra tout d'abord l'attention.

21. — ASPECT ÉNERGÉTIQUE

La grande variété des couverts végétaux conduit à considérer un certain nombre de types schématiques. Les uns, couvrant complètement le sol d'une manière plus

ou moins homogène et que l'on étudiera spécialement, les autres ne le recouvrant pas complètement, tels les jeunes cultures ou les vergers dont l'étude sera abordée ultérieurement. Dans le premier groupe, les trois types suivants ont été retenus :

couvert homogène,
couvert semi-hétérogène,
couvert hétérogène et dense.

211. *Couvert homogène*

Un couvert est homogène dans la mesure où il est possible de définir des éclairements uniformes sur des plans horizontaux à tous les niveaux. C'est le cas, par exemple, d'une culture très dense, avec une voûte foliaire épaisse (trèfle) ; un certain nombre de cultures se comportent comme des couverts homogènes lorsque le rayonnement solaire direct est nul.

Les mesures de l'éclairement sur une seule verticale caractérisent complètement le champ lumineux, l'éclairement restant uniforme dans tous les plans horizontaux. Plus précisément, on obtient un profil lumineux en portant en abscisses l'éclairement et en ordonnées la hauteur h, comptée à partir du sol (fig. 4). La diminution de l'éclairement lorsque l'on s'enfonce dans la végétation est due aux obstacles rencontrés : feuilles, tiges et autres organes végétaux. Ces obstacles seront supposés réduits aux feuilles dans l'étude qui suit. Or, ces dernières sont inégalement réparties suivant la hauteur, Pour caractériser un niveau donné, il est donc préférable de remplacer la hauteur h, dans le profil lumineux, par la surface des feuilles comprises entre ce niveau et le sommet de la végétation, rapportée à l'unité de surface de sol (fig. 4). Cette grandeur, f, est l'indice foliaire partiel. Au niveau du sol ($h = 0$), f atteint sa valeur maximale que l'on désignera par F et qui représente la surface totale des feuilles par unité de surface de sol; cette valeur F est l'indice foliaire (LAI dans les ouvrages en langue anglaise).

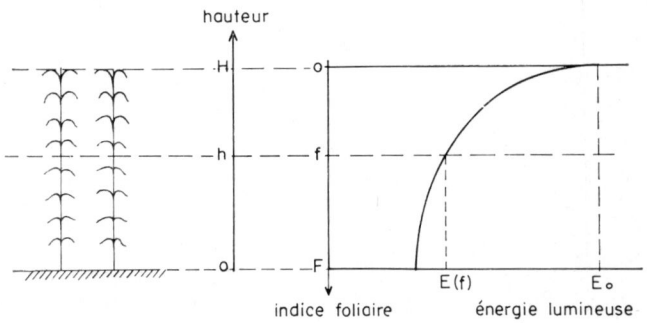


FIG. 4. — *Profil lumineux dans un couvert homogène*

A la suite des travaux de MONSI et SAEKI (1953), repris ultérieurement par plusieurs auteurs, le principe de l'étude consiste à appliquer la loi de Beer, compte tenu de la nouvelle ordonnée, f. La loi de Beer s'exprime simplement de la façon suivante : le rayonnement absorbé par une couche de feuilles d'épaisseur Δf, située

au niveau f, est proportionnel à l'éclairement au niveau f, et à l'épaisseur Δf. Le rayonnement absorbé entre les niveaux f et $f + \Delta f$ correspond à la différence d'éclairement ΔE entre ces deux niveaux. La loi s'écrit :

$$\Delta E = - K E(f) \Delta f \qquad (1)$$

soit en faisant tendre Δf vers 0 et en intégrant,

$$E(f) = E_0 e^{-Kf}$$

$E(f)$ éclairement au niveau f ;

E_0 éclairement mesuré sur un plan horizontal au-dessus de la végétation, diminué de la partie réfléchie vers le ciel par les premières couches de feuilles (albédo) ;

K coefficient d'extinction ;

f indice foliaire partiel caractérisant le niveau.

En toute rigueur, pour rendre compte complètement du profil lumineux, il faut prendre l'éclairement d'un plan horizontal aussi bien vers le haut que vers le bas. En effet, une feuille reçoit de la lumière réfléchie par les autres feuilles situées au-dessous d'elle. En pratique, il suffit de mesurer l'éclairement de la face supérieure, compte tenu de la faible valeur des termes de réflexion ; ceux-ci sont en effet négligeables.

Le coefficient d'absorption, K, varie avec le port du feuillage et avec les propriétés optiques des feuilles. Une communauté de graminées, dont les feuilles sont érigées, a des valeurs de K comprises entre 0,3 et 0,5. Des plantes, dont les feuilles sont horizontales, conduisent à des valeurs de K plus élevées, comprises entre 0,5 et 1. La figure 5 fournit une indication de la réduction d'éclairement mesurée dans un champ de trèfle (d'après STERN et DONALD, 1962 *a*).

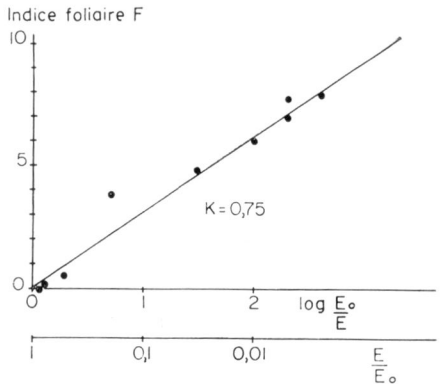


FIG. 5. — *Profil lumineux dans une culture de trèfle* (à partir de données de STERN et DONALD, 1963).

212. *Couvert semi-hétérogène*

Un couvert est semi-hétérogène si les taches de soleil sont trop importantes pour qu'il soit possible de définir des plans horizontaux éclairés uniformément mais si le port du feuillage est tel que l'on puisse attribuer une inclinaison moyenne aux éléments de surface foliaire à un niveau donné. On traitera complètement le cas

simple d'une inclinaison identique tout au long du profil, pour lequel on se propose de définir à chaque niveau f, sur un plan horizontal,d'une part la surface ombrée et celle des taches de soleil, d'autre part, l'éclairement moyen si cela est possible.

a) *Surface des taches de soleil à un niveau donné.*

Principe.

Une tranche de végétation d'épaisseur $\triangle f$, comprend un grand nombre d'éléments de feuilles df caractérisés par leurs normales $\vec{n}$; celles-ci ont une inclinaison (i) déterminée et un azimut (θ) qui sera supposé pouvoir prendre toutes les valeurs possibles avec la même probabilité. De plus, les tranches d'épaisseur Δf seront choisies assez petites pour qu'il n'y ait pas superposition par rapport aux rayons solaires directs de deux éléments df d'un même Δf. En projetant une tranche isolée Δf sur le plan perpendiculaire aux rayons solaires directs, on détermine l'ombre projetée sur ce plan par Δf, soit $\Delta f'$. On projette également sur le plan perpendiculaire aux rayonnements solaires directs, la surface unité de plan horizontal, soit sin h, pour une hauteur du soleil h. Le quotient $\Delta f'$ par sin h représente la surface ombrée par la couche Δf, sur un plan horizontal, par unité de surface de sol. En répétant cette même opération pour des couches successives, Δf, et en tenant compte des superpositions, on obtient la surface ombrée, donc celle des taches de soleil à chaque niveau.

Calcul de la projection $\Delta f'$ *de la surface foliaire* Δf, *sur un plan perpendiculaire aux rayons solaires directs.*

Soit un système d'axes triangulaires *ox*, *oy*, *oz*, l'axe *oz* étant dirigé vers le sol. L'élément de surface *df*, de Δf, est caractérisé par le vecteur porté par sa normale (fig. 6) et dirigé vers le sol :

$$\vec{n} \begin{cases} p = \sin i \cos \theta \\ q = \sin i \sin \theta \\ r = \cos i \end{cases}$$

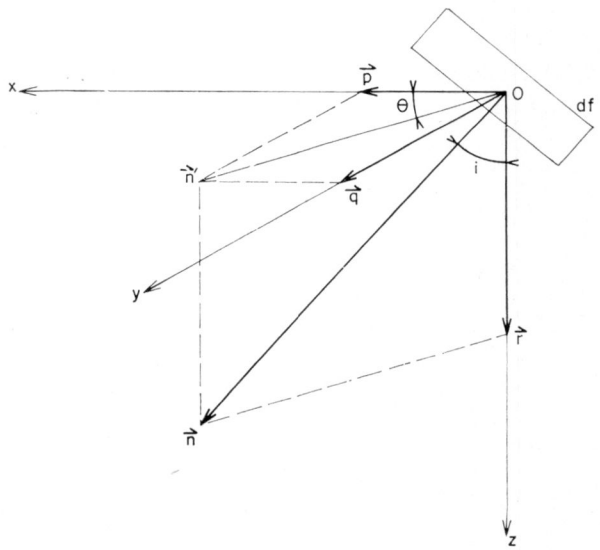


FIG. 6. — *Élément de surface foliaire,* df, *et sa normale* $\vec{n}$ *dans un système cartésien de coordonnées dont l'axe vertical est dirigé vers le bas*

p, q, r, cosinus directeurs de la normale
i, inclinaison du plan de la feuille avec le plan hozizontal.
θ, azimut de la normale à la feuille à partir de l'axe ox.

Le rayonnement solaire direct est caractérisé par sa direction, soit par le vecteur unitaire $\vec{I}$:

$$\vec{I} \begin{cases} i' = \cos h \\ j' = 0 \\ k' = \sin h \end{cases}$$

i', j', k', cosinus directeur de $\vec{I}$;
h, hauteur du soleil au-dessus de l'horizon.

Comme il n'y a pas d'azimut privilégié, il est avantageux de prendre $\vec{I}$ dans le plan (Ox, Oz) fig 7).

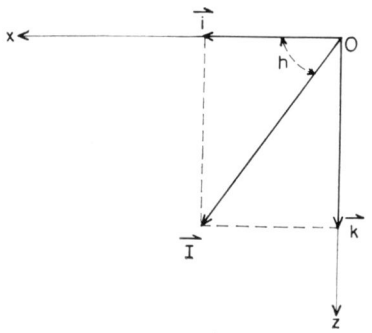


FIG. 7. — *Rayonnement solaire direct* $\vec{I}$.
(Le système de coordonnées est le même que celui de la figure 6.)

La projection de l'élément df, soit df', sur le plan perpendiculaire à $\vec{I}$ s'écrit :

$$df' = df\ (\vec{I} \cdot \vec{n})$$

soit

$$df' = (\cos h \sin i \cos \theta + \cos i \sin h)\ df$$

L'azimut θ ayant une probabilité identique de prendre toutes les valeurs de 0 à 2π, il suffit de prendre la valeur moyenne de df'. Mais df' est positif, alors que le produit scalaire $(\vec{I} \cdot \vec{n})$ peut être négatif si $i > h$. Dans ce cas, le soleil frappe la face inférieure de certaines feuilles et la face supérieure des autres. Il faut déterminer l'azimut, m, qui correspond à $(\vec{I} \cdot \vec{n}) = 0$ (fig 8) soit :

$$m = \text{arc cos} \left(- \frac{tg\ h}{tg\ i} \right)$$

La valeur moyenne df' se décompose en :

$$0 < \theta < m$$

$$df_1 = \frac{1}{m} \int_0^m df'\ d\theta$$

$$m < \theta < \pi$$

$$df_2 = - \frac{1}{\pi - m} \int_m^\pi df'\ d\theta$$

d'où

$$df' = \frac{1}{\pi} [df_1\ m + df_2\ (\pi - m)]$$

soit

$$df' = df \frac{[2 \cos h \sin i \sin m - \cos i \sin h (\pi - 2m)]}{\pi}$$

posons

$$M(i.\ h) = \frac{2 \cos h \sin i \sin m - \cos i \sin h (\pi - 2m)}{\pi}$$

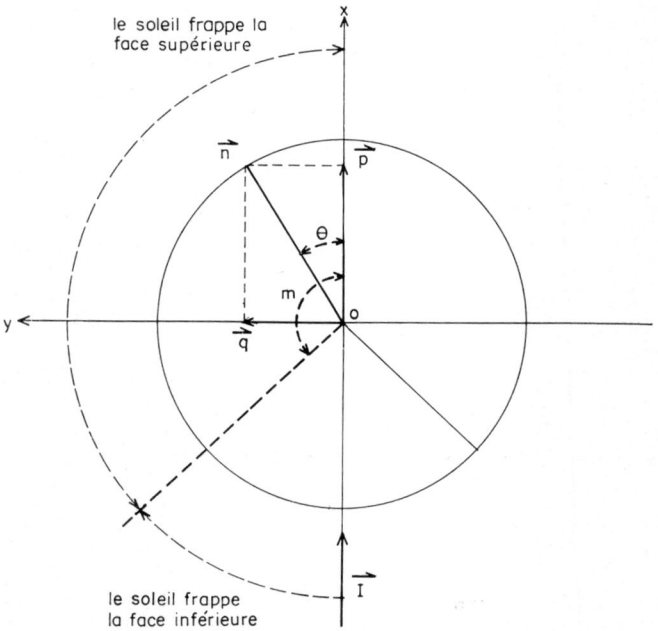


FIG. 8. — *Projection sur le plan horizontal* x o y *du vecteur normal* $\vec{n}$, *caractérisant l'élément de surface foliaire df et du vecteur* $\vec{I}$ *représentant le rayonnement solaire direct*

il vient,

$$df' = df\, M\ (i, h)$$

La figure 9 donne les valeurs de M (i, h).

Dans le cas où $(\vec{I}.\vec{n})$ reste toujours positif, $i < h$, le soleil frappe alors uniquement la face supérieure des feuilles, il vient :

$$df' = df\ (\cos i \sin h)$$

La couche d'épaisseur Δf étant la somme d'éléments df, on obtient finalement :

$$\Delta f' = \Delta f\, M(i, h) \qquad i > h$$
$$\Delta f' = \Delta f \cos i \sin h \qquad i < h$$

Surface des taches de soleil à un niveau donné f.

La première couche d'épaisseur Δf projette une ombre dont la surface est égale au quotient de $\Delta f'$ par sin h, par unité de surface de plan horizontal, lorsque le soleil est à la hauteur h. Les taches de soleil, au niveau $f = \Delta f$ ont une surface s_1, par unité de surface de sol, qui est :

$$s_1 = 1 - \frac{\Delta f'}{\sin h}$$

soit

$$s_1 = 1 - \Delta f \frac{M(i,h)}{\sin h} \qquad \text{si } i > h$$

$$s_1 = 1 - \Delta f \cos i \qquad \text{si } i < h$$

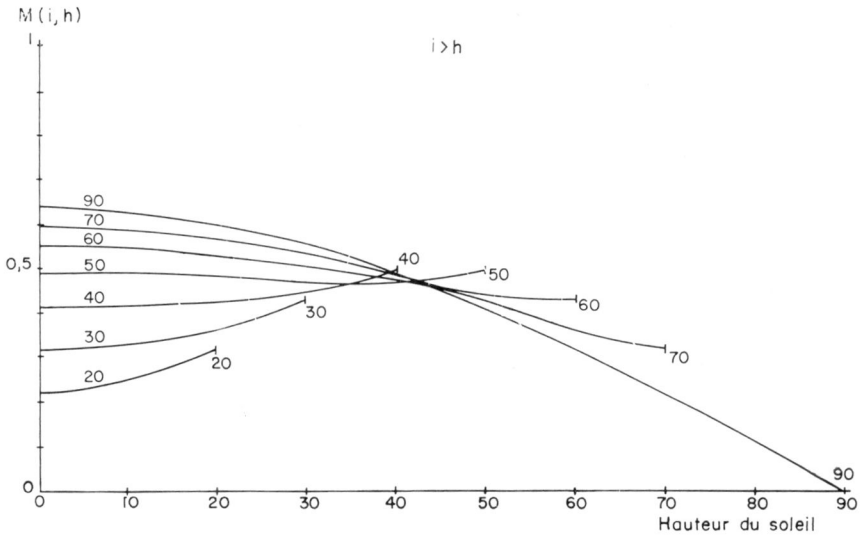


FIG. 9. — *Valeur de l'expression M* (i,h) *en fonction de la hauteur du soleil* h *pour différentes valeurs de l'inclination des feuilles*: (i > h).

Au niveau $f = n\Delta f$, en supposant une répartition uniforme des éléments df dans chaque Δf, la surface des taches de soleil par unité de surface de sol devient :

$$s_n = \left(1 - \frac{\Delta f\, M\,(i,\, h)}{\sin\, h}\right)^n \qquad \text{si } i > h$$

$$s_n = [1 - \Delta f \cos i]^n \qquad \text{si } i < h$$

Entre les niveaux $f = n\,\Delta f$ et $f + \Delta f = (n + 1)\Delta f$, la diminution Δs_n de la surface des taches de soleil s'écrit :

$$\Delta s_n = s_n - s_{n+1} = s_n \frac{M(i,\, h)}{\sin\, h}\, \Delta f \quad \text{si } i > h \tag{2}$$

ou

$$\Delta s_n = s_n - s_{n+1} = s_n \cos i\, \Delta f \quad \text{si } i < h \tag{3}$$

L'expression donnant la surface des taches de soleil au niveau f est donc :

$$s = e^{-\frac{M\,(i,\, h)}{\sin\, h}\, f} \qquad \text{si } i > h$$

ou

$$s = e^{-f \cos i} \quad \text{si } i < h \tag{3'}$$

La répartition uniforme des éléments df de chaque Δf exclut de l'étude entreprise les couverts semi-hétérogènes présentant une périodicité spatiale de l'indice foliaire ; un champ de pommes de terre, observé perpendiculairement aux rangs, peut être dans ce cas. L'étude de tels couverts sera faite ultérieurement.

b) *Éclairement moyen au niveau* f.

L'éclairement moyen $E(f)$ par unité de surface de sol au niveau $f = n\Delta f$ est dû :

— au rayonnement diffusé par le ciel et transmis par les feuilles, soit D_1 ;

— au rayonnement solaire direct intercepté puis diffusé par les feuilles, soit D_2 ;

— au rayonnement solaire direct à l'emplacement des taches de soleil,

$$E(f) = D_1 + D_2 + I \sin h\, s \tag{4}$$

On se propose de rechercher l'expression de $E(f)$. A cette fin, on calculera la différence d'éclairement entre les niveaux f et $f + \Delta f$, soit ΔE. Rappelons que les éléments foliaires df constituant Δf, sont répartis au hasard dans la couche Δf et qu'ils ont une inclinaison déterminée i.

Les éclairements dus aux rayonnements diffus au niveau f, soit D_1 et D_2, sont considérés comme également répartis dans tout le plan et comme ayant une direction moyenne verticale. La différence d'éclairement est proportionnelle d'une part à l'énergie absorbée et réfléchie, soit :

$$(1 - T)\ (D_1 + D_2)$$

T facteur de transmission des feuilles (voir § 31),

d'autre part, à la projection des éléments df sur le plan horizontal, soit :

$$\Delta f \cos i \qquad \left(i \neq \frac{\pi}{2}\right)$$

posons,

$$\Delta E_1 = -(1 - T) \cos i\ (D_1 + D_2)\ \Delta f \tag{5}$$

Par ailleurs, une partie du rayonnement solaire direct est interceptée entre f et $f + \Delta f$, ce qui conduit à une réduction d'éclairement ΔE_2.

$$\Delta E_2 = -I \sin h\ (s_n - s_{n+1}) \tag{5 \textit{bis}}$$

s_n surface des taches de soleil au niveau f

s_{n+1} surface des taches de soleil au niveau $f + \Delta f$

Mais cette énergie interceptée est partiellement transmise

$$\Delta E_3 = I \sin h\ T\ (s_n - s_{n+1}) \tag{6}$$

La différence d'éclairement moyen ΔE est donc :

$$\Delta E = \Delta E_1 + \Delta E_2 + \Delta E_3$$

soit

$$\Delta E = -(1 - T)\ [(D_1 + D_2) \cos i\ \Delta f + I \sin h\ (s_n - s_{n+1})] \tag{7}$$

La relation ci-dessus est particulièrement intéressante dans le cas où $i < h$. En effet, on a alors, la relation (3) :

$$s_n - s_{n+1} = s_n\ \Delta f \cos i = s\ \Delta f \cos i$$

La relation (7) s'écrit :

$$\Delta E = -(1 - T)\cos i\,[(D_1 + D_2) + I \sin h\, s)]\,\Delta f$$

Or, d'après la relation (4)

$$E(f) = D_1 + D_2 + I \sin h\, s$$

Il vient,

$$\Delta E = -(1 - T)\cos i\, E(f)\,\Delta f$$

Cette relation traduit la loi de Beer déjà établie pour le couvert homogène (relation 1).

La première conséquence est que tout ce qui a été ou sera établi pour le couvert homogène est applicable au couvert semi-homogéne, si la hauteur du soleil est supérieure à l'angle d'inclinaison ($i < h$). Le couvert semi-hétérogène est donc assimilable à un couvert homogène pendant une période de la journée d'autant plus longue que l'inclinaison des feuilles est plus faible (trèfle).

La seconde conséquence est que le coefficient d'extinction K qui apparaissait dans la loi de Beer appliquée au couvert homogène est explicité :

$$K = (1 - T)\cos i \qquad (8)$$

Les travaux japonais de MONSI, SAEKI (1954) et KANASAGA, MONSI (1953), en particulier, vont nous fournir une vérification expérimentale de la relation (8). En effet, on y trouve, pour la même espèce, des valeurs mesurées de la transmission T et de l'inclinaison des feuilles i, d'une part, et des valeurs du coefficient d'extinction obtenues à partir du profil lumineux, d'autre part (tabl. 4).

TABLEAU 4

Valeurs calculées et mesurées du coefficient d'extinction K en fonction de la transmission T et de l'inclinaison des feuilles i *pour 4 espèces*

Résultats expérimentaux empruntés à MONSI, SAEKI (1953), STERN, DONALD (1962 *a*) KANSAGA, MONSI (1954), et NICHIPOROVICH (1961)

Espèce	i en degrés	T en p. 100	K calculé $K = (1 - T)\cos i$	K mesuré
Sasa nipponica	35	8,5	0,75	0,75
Euphorbia adenochlora	10	10	0,89	0,92
Helianthus tuberosus	30	8,4	0,79	0,75
Trifolium sp.	30	10	0,78	0,75

Le cas où la hauteur du soleil est inférieure à l'inclinaison des feuilles ($i > h$) est un peu plus complexe. Les pénétrations des trois types de rayonnement composant l'éclairement moyen au niveau f seront étudiés séparément.

Le rayonnement diffusé par le ciel D_1 suit la loi de Beer (relation 4) quel que soit h.

$$D_1 = D\, e^{-(1 - T)\, f \cos i}$$

D rayonnement solaire diffusé par le ciel, diminué de la partie réfléchie vers le ciel par les premières couches de feuilles (albédo).

La pénétration de la lumière dans un couvert semi-hétérogène est en général analogue à celle du couvert homogène si le soleil est caché par des nuages.

Le rayonnement solaire direct intercepté puis diffusé par les feuilles D_2, varie avec la hauteur f, suivant une loi que nous allons établir.

Entre les niveaux f et $f + \Delta f$, la variation de l'éclairement dû au rayonnement solaire direct intercepté, ΔD_2, est :

$$\Delta D_2 = - D_2 (1 - T) \cos i \, \Delta f + I \sin h \, T \, (s_n - s_{n+1}) \qquad (9)$$

pour le premier terme, voir la relation 5,

pour le second terme, voir la relation 5 *bis*.

En divisant la relation (9) par Δf, on est conduit à une équation différentielle linéaire du premier ordre, de la fonction D_2 et de la variable f. La solution obtenue (voir annexe 1 pour le calcul), compte tenu des conditions aux limites ($D_2 = 0$, si $f = 0$), est la loi de variation de l'énergie solaire directe interceptée par les feuilles.

$$D_2 (f) = \frac{I T M(i, h) (e^{- Kf} - s)}{\frac{M(i,h)}{\sin h} - K}$$

$$\text{avec } K = (1 - T) \cos i$$

Enfin le rayonnement solaire direct au niveau f, occupant une surface s, à une énergie d :

$$d = I \sin h \, s$$

La figure 10 donne la valeur respective des 3 termes ci-dessus en fonction de la hauteur, pour un couvert caractérisé par une inclinaison des feuilles de 60° et une hauteur du soleil de 30°. Il est important de remarquer le rôle considérable des éclairements diffus pour les valeurs de f supérieures à 1.

Il faut noter que les mêmes opérations faites dans le cas $i < h$ auraient permis de retrouver la loi de Beer. En effet, l'expression de D_2, si $i < h$, est :

$$D_2 (f) = I \sin h \, (e^{- Kf} - s)$$

L'éclairement moyen $E(f)$ devient,

$$E(f) = D_1 + D_2 + I \sin h \, s$$

$$E(f) = (D + I \sin h) \, e^{- Kf} = E_0 \, e^{- Kf}$$

avec :

$$K = (1 - T) \cos i$$

E_o éclairement au-dessus de la végétation diminué de la partie réfléchie vers le ciel (albédo).

Ainsi, on retrouve la loi de variation exponentielle de la lumière dans le cas d'un couvert semi-hétérogène.

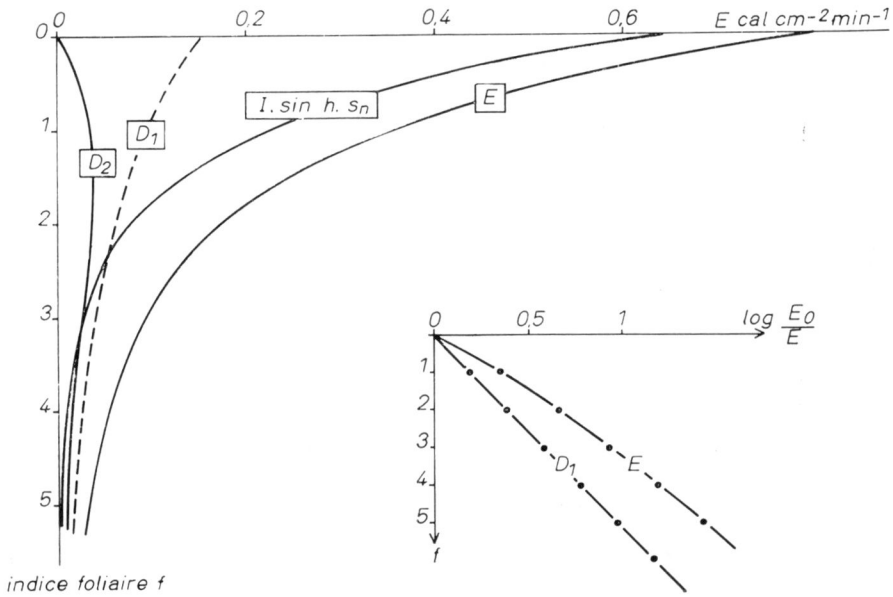


FIG. 10. — *Variation en fonction du niveau* f :
du rayonnement diffusé par le ciel et transmis par le feuillage, D_1.
du rayonnement solaire direct intercepté puis diffusé par les feuilles supérieures au niveau f, D_2.
du rayonnement solaire direct à l'emplacement des taches de soleil, I sin h s.
de la somme E.

Cas d'un couvert caractérisé par une inclinaison des feuilles $i = 60°$, par un facteur de transmission de la feuille T = 0,1 et placé dans les conditions d'éclairement suivantes :
hauteur du soleil = 30°
I sin h = 0,65 cal cm^{-2} mn^{-1} (albédo déduit)
D = 0,15 cal cm^{-2} mn^{-1} (albédo déduit)

213 *Couvert hétérogène et dense*

Un couvert est hétérogène s'il est impossible de définir, d'une part, des éclairements uniformes sur des plans horizontaux (taches de soleil) et, d'autre part, une inclinaison déterminée des feuilles à chaque niveau. Si le couvert hétérogène est dense, on supposera ici que toutes les inclinaisons et tous les azimuts des éléments foliaires df, sont également probables. C'est le cas de certaines forêts denses. On se propose de déterminer, d'une part, les surfaces respectives des zones d'ombre et des taches de soleil à un niveau donné, sur un plan horizontal et, d'autre part, l'éclairement à ce niveau.

a) *Surface des taches de soleil à un niveau donné.*

Le principe du calcul de la surface des taches de soleil est le même que dans le paragraphe précédent :

— calcul de Δf,' projection de la couche d'épaisseur Δf sur un plan perpendiculaire aux rayons solaires directs,

— effet de la superposition de n couches d'épaisseur Δf.

De plus, l'épaisseur Δf doit toujours être choisie d'une façon telle qu'il n'y ait pas de superposition de deux éléments df du même Δf.

Dans le cas du couvert dense hétérogène, le calcul de $\Delta f'$ est beaucoup plus simple. En effet, les azimuts et les inclinaisons des normales $\vec{n}$ caractérisant chaque élément df étant également probables, on prend la direction des rayons solaires directs, $\vec{I}$, comme axe de référence.

La projection d'un élément df de Δf sur le plan perpendiculaire aux rayons solaires directs s'écrit :

$$df' = df\,(\vec{n}\cdot\vec{I}) = df\cos\theta$$

θ angle entre $\vec{n}$ et $\vec{I}$

$$df' = df\,\frac{2}{\pi}\int_0^{\frac{\pi}{2}} (\vec{n}\cdot\vec{I})\,d\theta = df\,\frac{2}{\pi}$$

d'où

$$\Delta f' = \Delta f\,\frac{2}{\pi}$$

La surface projetée par la couche Δf sur un plan horizontal par unité de surface de sol est égale au quotient de Δf par sin h.

La surface de la tache correspondante s'écrit :

$$s_1 = 1 - \Delta f\,\frac{2}{\pi \sin h}$$

Au niveau $f = n\ \Delta f$, en faisant l'hypothèse d'une répartition uniforme des éléments df dans la couche Δf, la surface des taches de soleil, devient :

$$s_n = \left(1 - \Delta f\,\frac{2}{\pi \sin h}\right)^n$$

Entre les niveaux f et $f + \Delta f$, la diminution Δs_n de la surface des taches de soleil s'écrit :

$$\Delta s_n = s_n - s_{n+1} = s_n\,\frac{2}{\pi}\,\frac{1}{\sin h}\,\Delta f$$

En définitive, la surface des taches de soleil au niveau f est donnée par :

$$s = e^{-\frac{2}{\pi \sin h} f}$$

b) *Éclairement au niveau f.*

L'éclairement par unité de surface de sol au niveau f est dû :

— au rayonnement diffusé par le ciel et transmis par les feuilles soit D_1,

— au rayonnement solaire direct intercepté puis diffusé par les feuilles soit D_2,

— au rayonnement solaire direct à l'emplacement des taches de soleil.

$$E = D_1 + D_2 + I \sin h\, s$$

Ces différents éclairements peuvent être explicités.

— Le rayonnement diffusé par le ciel et transmis par les feuilles, D_1, suit la loi de Beer :

$$D_1 = D\,e^{-(1-T)\frac{2}{\pi} f} = D\,e^{-Kf}$$

D rayonnement solaire diffusé par le ciel, diminué de la partie réfléchie vers le ciel (albédo),

$$K = (1 - T)\frac{2}{\pi}$$

Le coefficient d'extinction, K, dépend uniquement du facteur de transmission des feuilles T :

$$K = 0{,}57 \quad \text{si} \quad T = 0{,}1$$

— Le rayonnement solaire direct intercepté puis diffusé par les feuilles, D_2, suit une loi que l'on établit d'une façon analogue à celle du couvert semi-hétérogène soit :

$$D_2 = \frac{I\,T}{\frac{1}{\sin h} - (1 - T)}\left[e^{-Kf} - s\right]$$

K ayant la même signification que précédemment.

— Le rayonnement solaire direct enfin, couvrant la surface s, fournit une énergie d :

$$d = I \sin h\, s$$

c) *Vérification à partir des données expérimentales établies en forêt équatoriale* (EVANS, 1956).

Dans le cas de la forêt nigérienne au voisinage de midi, EVANS donne les valeurs suivantes de la surface des taches de soleil au sol, s, et du pourcentage, α d'énergie fournie par le rayonnement solaire direct par rapport à l'énergie totale :

$$s = 0{,}22 \text{ m}^2 \text{ par m}^2 \text{ de sol}$$

$$\alpha = 0{,}79$$

Nous nous proposons de retrouver ces résultats à l'aide des hypothèses théoriques avancées ci-dessus. A cette fin, établissons la relation existant entre la surface des taches de soleil et le rapport de l'énergie qu'elles fournissent sur l'énergie totale. Au voisinage de midi, au Nigéria, la hauteur du soleil est telle que l'on peut poser $\sin h = 1$. Dans ces conditions, que la forêt se comporte comme un couvert semi-hétérogène et dense ou comme un couvert semi-hétérogène pour lequel i est obligatoirement inférieur ou égal à h (soleil au zénith), les divers rayonnements s'écrivent de la même manière :

$$D_1 = D\, e^{-Kf}$$

$$D_2 = I\left[e^{-Kf} - s\right]$$

$$d = I\, s$$

$$s = e^{-\frac{2}{\pi}f} \quad \text{(couvert hétérogène et dense)}$$

$$s = e^{-f\cos i} \quad \text{(couvert semi-hétérogène)}$$

Posons,

$$\alpha = \frac{d}{D_1 + D_2 + d}$$

il vient,

$$\alpha = \frac{I}{D + I} (s_n)^T$$

Nous avons admis les valeurs suivantes pour le rayonnement solaire direct et le rayonnement diffusé par le ciel :

$$I = 1{,}40 \text{ cal cm}^{-2} \text{ mn}^{-1}$$
$$D = 0{,}20 \text{ cal cm}^{-2} \text{ mn}^{-1}$$

Si la surface des taches de soleil au sol est de 0,22 m² par m² de sol, on obtient :

$$\alpha = 0{,}75$$

Cette valeur est voisine de celle mesurée par EVANS (0,79).

Notons en outre que les formules donnant la valeur de s en fonction de f, permettent de calculer f si l'on mesure s.

22. — COMPOSITION SPECTRALE DE LA LUMIÈRE SOUS UN COUVERT VÉGÉTAL

Il convient de souligner tout d'abord la différence de comportement entre les rayonnements visibles (0,4 — 0,7 μ) et infrarouges proches d'origine solaire (0,7 — 3 μ). Dans le cas d'une culture de maïs (2,65 m de haut, indice foliaire total F = 4,3), la figure 11 précise la répartition du rayonnement incident entre l'énergie absorbée par

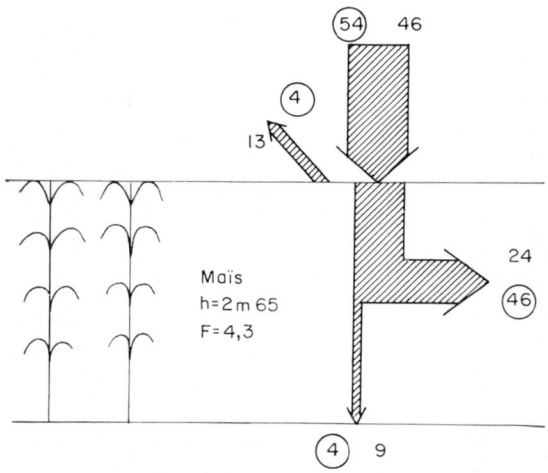


FIG. 11. — *Répartition en pourcentage du rayonnement global dans la végétation entre les parties réfléchie, absorbée et transmise*
Le chiffre entouré d'un cercle est relatif au visible, l'autre au proche infra-rouge
Cas particulier d'une culture de maïs de hauteur 2,65 m
et d'indice foliaire 4,3 (chiffres empruntés à YOCUM, ALLEN, LEMON, 1964)

le couvert végétal, transmise au sol et réfléchie vers le ciel. Les parties visibles et infrarouges (0,7 — 3 μ) du spectre sont indiquées séparément. Il en ressort que l'infrarouge proche est beaucoup moins absorbé que le visible par la végétation. Cet enrichissement en infrarouge explique les différences d'éclairement, exprimées en pourcentage de la pleine lumière et mesurées d'une part avec un pyranomètre (thermopile), d'autre part avec un luxmètre sensible uniquement au visible et particulièrement au vert (tabl. 5).

TABLEAU 5

Éclairement sous forêt sempervirente de basse Côte-d'Ivoire : comparaison entre des mesures faites à l'aide d'un luxmètre et d'un pyranomètre

(d'après P. CACHAN, 1963).

Hauteur en mètres	Luxmètre (%)	Pyranomètre (%)
46 m	100	100
33 m	10	24
11 m	—	10
0 m	0,7	—

Par ailleurs, dans la partie visible du spectre, le rouge et le bleu sont fortement absorbés, la partie centrale (vert) l'étant un peu moins.

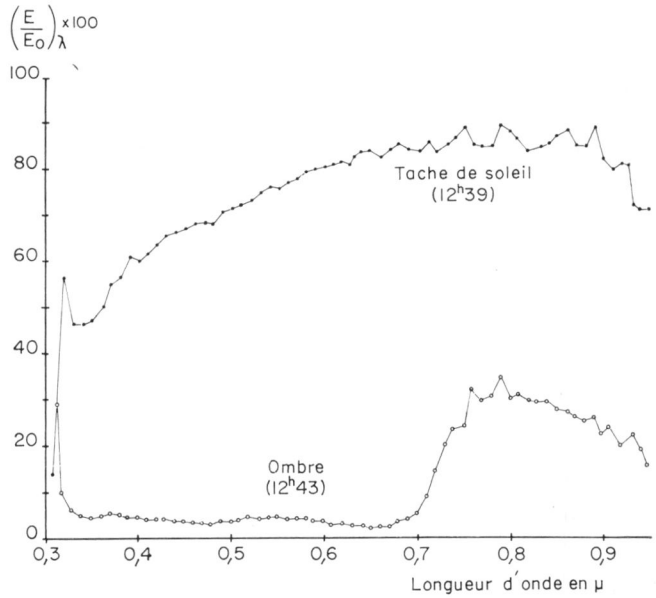


FIG. 12. — *Courbes d'énergie spectrale à l'emplacement des taches de soleil et à l'ombre en pourcentage du rayonnement global dans la même longueur d'onde*

Cas d'une culture de maïs de hauteur 2,65 m et d'indice foliaire 4,3 (d'après YOCUM, ALLEN, LEMON, 1964).

A l'emplacement des taches de soleil, la composition spectrale se rapproche de celle du rayonnement solaire direct. En effet, le rayonnement diffusé par le ciel, à dominante bleue, est intercepté en grande partie par le feuillage. La lumière est donc relativement appauvrie en bleu par rapport à la lumière au-dessus de la végétation (fig. 12).

L'étude théorique de la pénétration du rayonnement solaire dans un couvert a été faite dans le paragraphe précédent en considérant l'énergie totale. Cette étude peut être reprise pour un rayonnement monochromatique. Dans le cas où la pénétration du rayonnement suit la loi de Beer, la variation de l'éclairement monochromatique en fonction de « la hauteur » f, s'écrit :

$$E_\lambda (f) = (1 - a_\lambda) (I_\lambda \sin h + D_\lambda) e^{-K_\lambda f}$$
$$K_\lambda = (1 - T_\lambda) \cos i$$

a_λ facteur de réflexion monochromatique de la culture (albédo pour un rayonnement de longueur d'onde λ).

Les rayonnements monochromatiques I_λ et D_λ caractérisent le climat lumineux, les termes a_λ et T_λ dépendent du couvert végétal. L'étude de a_λ (§ 12) et de T_λ (§ 34) montre qu'il est possible de distinguer deux régions très différenciées : le visible (0,4 à 0,7 μ) et le proche infrarouge (0,7 à 3 μ). Il en résulte, en particulier, que les rayonnements visibles et infrarouges ont des coefficients d'extinction K_λ très différents. En moyenne pour une feuille verte, on peut admettre les valeurs suivantes pour le facteur de transmission et le coefficient d'extinction (dans un couvert semi-hétérogène) :

$0{,}4 < \lambda < 0{,}7\ \mu$	$T = 0{,}1$	$K = 0{,}9 \cos i$
$0{,}7 < \lambda < 3\ \mu$	$T = 0{,}4$	$K = 0{,}6 \cos i$

23. — Signification d'une mesure d'éclairement sur un plan horizontal

Il est possible de connaître la valeur globale et la composition spectrale de la lumière éclairant un plan horizontal. En fait dans les conditions naturelles, une surface réceptrice végétale qui soit à la fois plane et horizontale est rare. Il n'est peut-être pas souhaitable de rechercher une nouvelle surface de référence, sphérique par exemple, qui reposerait un problème analogue de passage au limbe foliaire plan. En fait, ce qui manque dans la description de la lumière arrivant sur une surface plane, c'est la direction des rayons lumineux. Néanmoins, il est toujours possible de définir la direction des rayons solaires directs et en se limitant par ailleurs à la connaissance globale des rayonnements diffus, on admettra que le champ lumineux est en général suffisamment caractérisé.

Le microclimat lumineux sous un couvert végétal diffère du microclimat lumineux au-dessus de la végétation à cause des perturbations apportées aux ondes lumineuses par les obstacles qu'elles rencontrent. L'étude des propriétés optiques des feuilles est un des éléments indispensables à l'analyse des modifications d'éclairement dans la végétation.

III. — PROPRIÉTÉS OPTIQUES DES FEUILLES

Après avoir rappelé quelques définitions élémentaires relatives à la répartition du flux lumineux sur une surface, on analysera la composition spectrale et l'énergie globale des différents flux ainsi créés.

31. *Rappel de quelques définitions*

Soit Φ_o le flux de rayonnement solaire incident qui rencontre une feuille, il se divise alors en 3 parties : l'une est réfléchie Φ_R, l'autre est absorbée Φ_A, la troisième est transmise Φ_T :

$$\Phi_R + \Phi_A + \Phi_T = \Phi_0$$

ou

$$R + A + T = 1$$

en posant

$$\frac{\Phi_R}{\Phi_0} = R \text{ facteur de réflexion}$$

$$\frac{\Phi_A}{\Phi_0} = A \text{ facteur d'absorption}$$

$$\frac{\Phi_T}{\Phi_0} = T \text{ facteur de transmission}$$

Les valeurs de R, A et T relatives à une lumière monochromatique ne dépendent que de la feuille, de l'angle d'incidence des rayons lumineux et de la longueur d'onde. Avec une lumière composée, ces valeurs dépendent donc de la composition de la lumière reçue. En effet, l'énergie est réfléchie, absorbée ou transmise d'une façon différente pour chaque longueur d'onde. Il est donc nécessaire de connaître la variation des trois facteurs avec la longueur d'onde et, au minimum, lors d'une étude globale, de préciser la nature de la source.

32. — *Réflexion de la lumière solaire par une feuille*

L'énergie lumineuse est réfléchie de deux façons différentes par une feuille(fig. 13). Il y a tout d'abord une réflexion vitreuse (effet de miroir) due à un changement d'indice de réfraction, qui a lieu essentiellement à la surface de séparation air-cuticule. Cette réflexion suit les lois classiques de la réflexion vitreuse : en particulier l'angle de réflexion est égal à l'angle d'incidence ($i = r$). Le facteur de reflexion R varie avec l'angle d'incidence. Il est minimum pour une incidence normale ($i = 0$) et prend alors la valeur

$$R = \left(\frac{n_1 - n_2}{n_2 + n_1}\right)^2$$

n_1 étant l'indice de l'air et n_2 l'indice de la cuticule

Il croît avec l'angle d'incidence et tend vers R = 1 pour une incidence rasante. Cette variation de R avec i explique les modifications de l'albédo avec la hauteur du soleil et le port des feuilles, étudiées antérieurement.

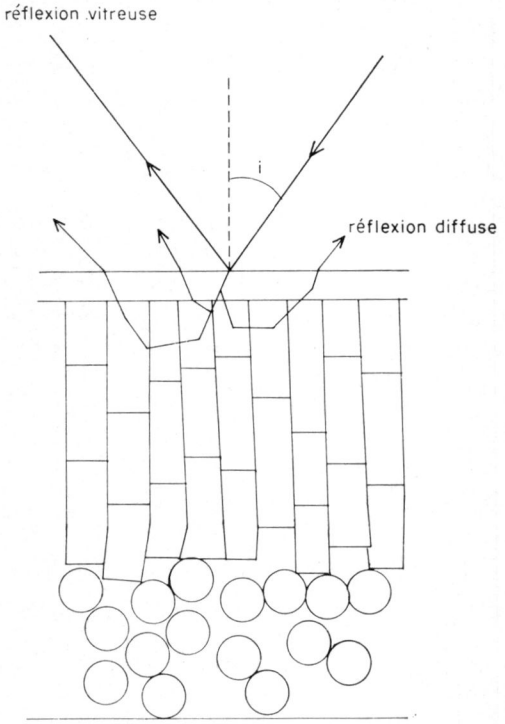


FIG. 13. — *Réflexion vitreuse et réflexion diffuse par une feuille*

L'indice de réfraction se modifiant relativement peu dans la gamme de longueurs d'onde émises par le soleil, la réflexion vitreuse ne modifie guère la composition spectrale de la lumière incidente. Ce point est particulièrement important dans un couvert végétal, car la réflexion vitreuse par les feuilles supérieures vers l'intérieur du couvert contribue à l'enrichir en longueurs d'ondes fortement absorbées par les feuilles.

L'autre mode de réflexion est en fait une diffusion vers l'espace situé du côté du faisceau incident. En effet, une partie des rayons qui pénètrent dans les tissus, subissent des réflexions successives sur les différents constituants cellulaires ou sur les parois et ont une certaine probabilité de ressortir du côté du faisceau incident, dans toutes les directions possibles. La composition spectrale de cette lumière, réfléchie par diffusion, donc modifiée par le passage à travers les tissus, est beaucoup plus proche de la lumière transmise que de la lumière incidente.

L'importance de chacune de ces composantes dans l'énergie réfléchie dépend essentiellement d'une part de la nature de la surface cuticulaire et, d'autre part, de la direction des rayons lumineux par rapport au limbe foliaire. Il faut souligner que la réflexion vitreuse est mise en évidence d'autant plus facilement que le faisceau lumineux est dirigé ; c'est le cas du rayonnement solaire direct. Si l'angle d'incidence des

rayons solaires directs croît, la part de la réflexion vitreuse dans R augmente. La nature de la surface de la feuille est une autre cause de variation de la part respective des deux modes de réflexion. Une surface lisse et cireuse présente une importante réflexion vitreuse ; au contraire, un épiderme recouvert de duvet réfléchit essentiellement d'une manière diffuse.

Le flux lumineux non réfléchi pénètre à l'intérieur du tissu végétal où une grande partie est absorbée et une autre transmise.

33. *Absorption de la lumière solaire par une feuille*

L'énergie absorbée par la feuille, variable avec la longueur d'onde, conduit à des utilisations plus ou moins spécifiques en fonction de celle-ci. La photosynthèse et la plupart des réactions photochimiques se font à partir de l'énergie absorbée dans le visible. Ce sont en effet les photons ayant une énergie suffisante donc de relativement faible longueur d'onde qui sont susceptibles d'être utilisés dans une réaction.

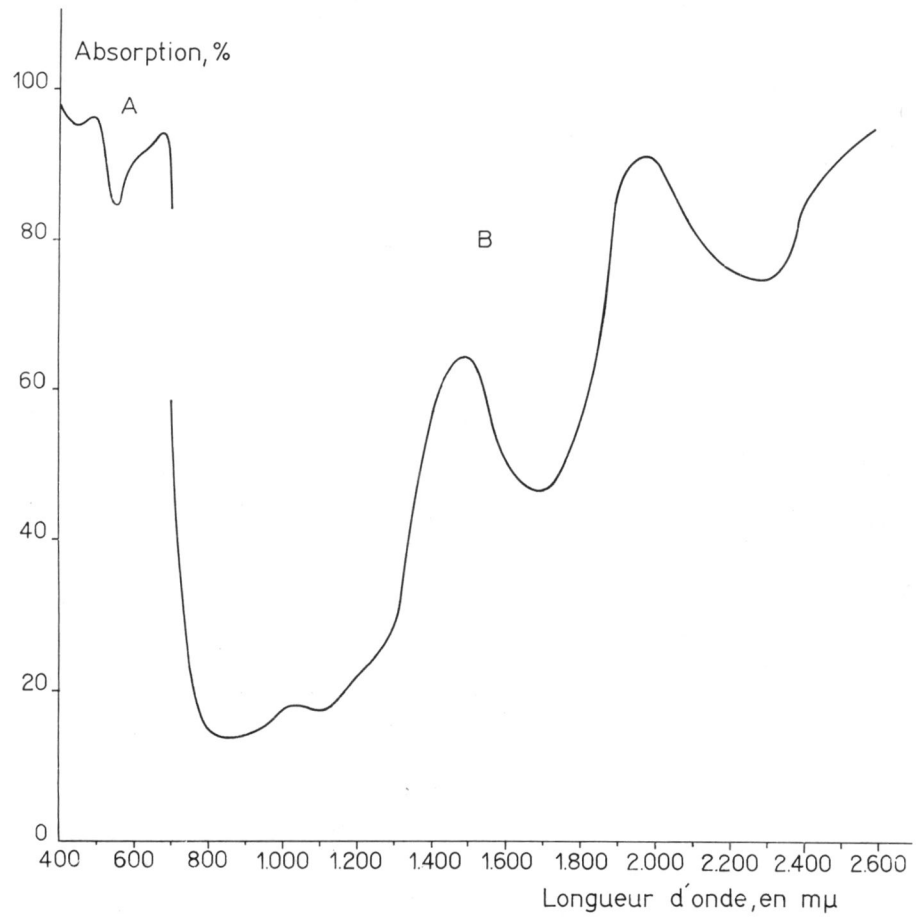


FIG. 14. — *Spectre d'absorption d'une feuille de* Ficus elastica *en fonction de la longueur d'onde*
Courbes construites par COSTES (1960), d'après MOSS et LOOMIS (1952), A ; LOOMIS, CARR et RANGALL (1941), B.

Les photons « visibles » qui ne sont pas utilisés à cette fin et surtout ceux de la partie infrarouge du spectre solaire serviront, soit à évaporer l'eau, soit à élever la température de la feuille. Dans les meilleures conditions, en valeur énergétique, le pourcentage de l'énergie absorbée par les réactions biochimiques ne dépasse pas 17 p. 100 de la partie visible de Φ_o. Les constituants des tissus végétaux responsables de l'absorption sont essentiellement les pigments des chloroplastes dans le visible, l'eau dans l'infrarouge et, dans une moindre mesure, les autres éléments constitutifs de la matière vivante. La variation du facteur d'absorption avec la longueur d'onde est schématisée sur la figure 14. Il faut surtout noter le minimum relatif de A dans le vert et sa très grande diminution dans l'infrarouge proche. Cette courbe explique les résultats obtenus dans l'étude de la composition spectrale de la lumière sous un couvert végétal d'une part et de la lumière réfléchie d'autre part.

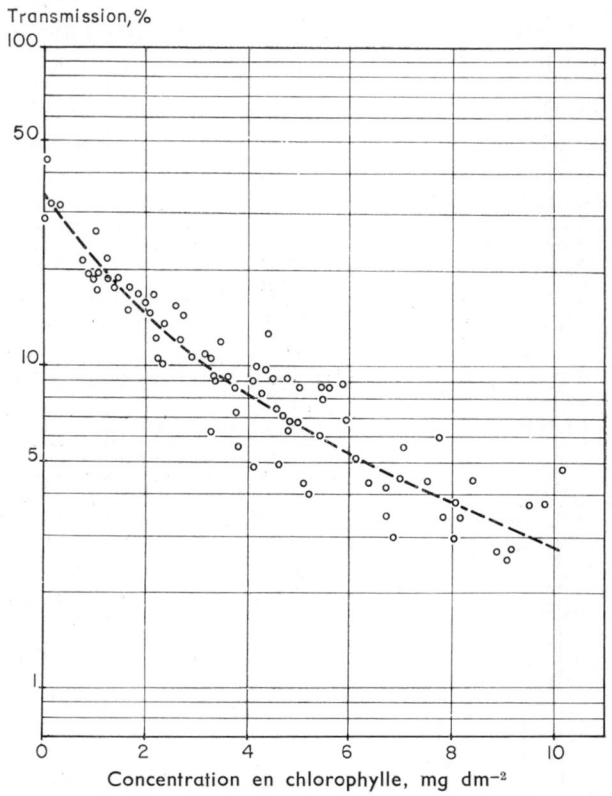


FIG. 15. — *Variation du facteur de transmission avec la concentration en chlorophylle par unité de surface de feuille*
(KANASAGA, MONSI, 1954)

L'absorption foliaire varie entre les espèces ou entre les écotypes d'une même espèce. En outre, l'absorption d'une feuille dépend de certains facteurs du milieu, de son âge, etc. En premier lieu, cette variabilité de l'absorption est liée à la concentration en pigments, en particulier les chlorophylles; concentration qu'il est commode d'exprimer en mg par unité de surface de feuille dans cette étude. En fait, dans le cas des feuilles vertes contenant au moins 4 mg de chlorophylle $(a + b)$ par dm^2

de feuille, les variations de concentration jouent un rôle limité. Par contre, les feuilles très jeunes ou sénescentes, pauvres en chlorophylle, ont une absorption extrêmement sensible à une variation de la concentration. La figure 15 due à KANASAGA et MONSI (1954), bien que relative à la transmission, donne une bonne indication de la variation des propriétés optiques liées à la concentration en chlorophylle. D'autres facteurs sont susceptibles de modifier l'absorption d'une feuille ; entre autres, si la teneur en eau s'élève, l'absorption augmente dans l'infrarouge proche. Par ailleurs, une intensité lumineuse croissante tend à favoriser une orientation des chloroplastes telle que le minimum de lumière soit intercepté ; l'absorption s'en trouve alors réduite.

La lumière non réfléchie et non absorbée ne peut que se retrouver de l'autre côté de l'obstacle où elle constitue le flux transmis.

34. *Transmission de la lumière solaire par une feuille*

L'énergie transmise se présente comme le terme restant du bilan d'énergie :

$$\Phi_T = \Phi_0 - \Phi_R - \Phi_A$$

Toute modification de l'absorption et de la réflexion entraîne une variation de Φ_T. Toutefois, la transmission est sous une dépendance plus étroite, pour une plante donnée, du facteur d'absorption que du facteur de réflexion. En effet, ce dernier est surtout lié à la surface de la feuille, moins sensible aux différentes fluctuations (teneur en eau, concentration en chlorophylle, orientation des chloroplastes) que la masse du tissu végétal. Il en résulte que toutes les variations du terme d'absorption signalées antérieurement sont, en sens inverse, applicables à la transmission. En particulier d'après KANASAGA et MONSI (1954), l'influence de la concentration en chlorophylle avec l'âge de la feuille se fait sentir chez Helianthus tuberosus, par des valeurs différentes du terme T entre les feuilles jeunes du sommet (10 p. 100), adultes en dessous (6,5 à 7 p. 100) et sénescentes à la base (11 p. 100). Par ailleurs, la transmission étant toujours diffuse, il est possible de définir une indicatrice de transmission en portant sur un axe indiquant la direction, une grandeur proportionnelle à l'énergie lumineuse transmise dans cette direction. Rappelons que le facteur de transmission T est nécessaire au calcul du coefficient d'extinction K.

En conclusion, il faut souligner la nette différence des propriétés optiques des feuilles entre le visible et le proche infrarouge. Dans la partie visible du spectre, (de 0,4 à 0,7 μ), avec le soleil comme source, on peut admettre en première approximation, les chiffres suivants pour une feuille verte :

$$R = 10\ \%; \qquad A = 80\ \%; \qquad T = 10\ \%$$

La connaissance des propriétés optiques, de la surface et de la distribution des feuilles permettrait, par des calculs longs et compliqués, essentiellement à cause des termes de diffusion, de retrouver l'éclairement d'une surface quelconque dans le couvert végétal à partir du climat lumineux au-dessus de la végétation.

CONCLUSION

La grande hétérogénéité apparente de la répartition de la lumière entre les feuilles des différentes cultures pose un problème méthodologique important lors de l'étude du microclimat lumineux dans la végétation. En effet, cette étude pour une

culture déterminée, implique une certaine connaissance du matériel végétal qui limite nécessairement pour un chercheur le nombre de couverts qu'il lui est possible d'étudier. D'autre part, le mécanisme de cette répartition à un instant donné est de nature essentiellement physique, donc susceptible d'une représentation schématique satisfaisante. C'est pourquoi il semble préférable à un progrès rapide en ce domaine de travailler de la façon suivante :

1° définir des modèles regroupant un certain nombre de cas réels,

2° étudier théoriquement ces modèles,

3° rechercher les vérifications expérimentales dans un nombre limité de cas,

4° laisser à chaque spécialiste d'une culture donnée, la possibilité d'interpréter les résultats obtenus à propos d'un modèle ayant des caractéristiques proches de la végétation qu'il étudie.

La présente étude, limitée à trois modèles théoriques, n'est qu'une première tentative faite en ce sens. Elle doit s'étendre en particulier aux cultures couvrantes présentant une variation périodique dans l'espace de l'indice foliaire (cultures en ligne, jeunes semis, arbres fruitiers).

La connaissance du microclimat lumineux au sein même de la végétation est une étape indispensable à l'étude de la production de matière sèche du couvert végétal à un instant donné. Une étude sur la photosynthèse à l'échelle de la feuille puis du couvert végétal, que nous nous proposons de faire paraître prochainement, sera le prolongement normal du présent travail.

Reçu pour publication en juin 1966.

ANNEXE I

Calcul de la loi de variation du rayonnement solaire direct intercepté puis diffusé par les feuilles en fonction de la hauteur

La variation du rayonnement solaire direct intercepté puis diffusé par les feuilles dans une couche d'épaisseur df située à la hauteur f est donnée par la relation (9) :

$$\Delta D_2 = - D_2 (1 - T) \cos i \, \Delta f + I \sin h \, T (s_n - s_{n+1}) \qquad (9)$$

Par ailleurs, la surface des taches de soleil au niveau f est égale à :

$$s = e^{-\frac{M(i,h)}{\sin h} f}$$

Si Δf tend vers zéro :

$$s_n - s_{n+1} \text{ tend vers } - ds$$

$$ds = - \frac{M(i,h)}{\sin h} e^{-\frac{M(i,h)}{\sin h} f} df$$

La relation (9) conduit à l'équation différentielle suivante :

$$\frac{d D_2}{df} = - D_2 (1 - T) \cos i + I T M (i,h) e^{-\frac{M(i,h)}{\sin h} f}$$

Pour la résoudre, il faut chercher une solution de la forme :

$$D_2 = u\,(f)\ v\,(f)$$

Puis poser

$$u\,\frac{dv}{df} = -\,(1 - T)\cos i\ u\ v$$

et en déduire v.

Reporter v dans l'équation différentielle et intégrer pour déterminer u.

La constante d'intégration se calcule à l'aide de la condition aux limites :

$$D_2 = 0 \text{ si } f = 0$$

La loi de variation ainsi obtenue est la suivante :

$$D_2\,(f) = \frac{I\,T\,M\ (i,\ h)}{\dfrac{M\ (i,\ h)}{\sin h} - K}\ (e^{-Kf} - s)$$

SUMMARY

STUDY OF THE LIGHT MICROCLIMATE IN A PLANT CANOPY

This paper contributes to the study of the penetration of light in a crop or generally speaking, in a plant canopy.

The first part recalls the main data required for defining the luminous climate above the vegetation. The incident and reflected (albedo) light energy coming from the sun is considered both from an energy and a qualitative standpoint (spectral composition).

The second part deals with the penetration of the sun energy in three types of continuous canopies defined as follows :

1. homogeneous canopy (no sunflecks) ;

2. semi-homogeneous canopy (heterogeneous in respect of the brightness, because of the sunflecks ; homogeneous where the position of the leaves is concerned, their inclination being supposedly known) ;

3. heterogeneous canopy (heterogeneous in brightness, because of the sunflecks, heterogeneous in respect of the position of the leaves which can have different inclinations).

The homogeneous canopy is studied with the help of Beer's Law, on the basis of Monsi's and Saeki's works.

The semi-heterogeneous and heterogeneous canopies are studied by the author as follows :

— Determination of the law of variation for the surface of the sunflecks in function of the light in the canopy.

— Determination of the law of penetration of the different energy flows (direct solar radiation on the sunflecks, direct solar radiation intercepted by the upper leaves at the considered level, radiation scattered by the sky).

The author was able to show, especially in the case of a semi-heterogeneous plant canopy and of an inclination inferior to the height of the sun, that the law of variation of the mean energy flow is the same as the one defined by Monsi and Saeki for a homogeneous plant canopy. Moreover the expression of the extinction coefficient K is then settled. It can be expressed as follows :

$$K = (1 - T)\cos i \quad i < h$$

where T = transmission factor of the leaf for the wave length or the light considered.
i = angle of the leaves to the horizontal surface.
h = height of the sun.

These theoretical studies, which can strictly be applied to monochromatic light only, explain the alteration in the spectral composition of the light as it falls into a plant canopy.

Lastly, the third part gathers a certain number of results concerning the optical properties of the leaves.

ZUSAMMENFASSUNG

DIE MIKROKLIMATISCHEN LICHTVERHALTNISSE IN DER VEGETATION

Dieser Aufsatz soll zu Unterrsuchung der Lichteinstrahlung in Pflanzenbestände oder allgemeiner gesehen, in Pflanzendecken beitragen.

Der erste Teil gibt die verschiedenen, zur Definition des Lichtklimas nötigen Angaben wieder. Die einfallende und reflektierte (Albedo) Sonnenlichtenergie wird vom qualitativen (Spektrale Zusammensetzung) und Energie Standpunkte betrachtet.

Der zweite Teil dient zur Untersuchung der Einstrahlung der Sonnenergie in drei geschlossenen Deckentypen, die volgendermassen definiert werden :

1. Homogene Decke (keine Sonnenflecken).

2. Halb-heterogene Decke (ungleichmässige Beleuchtung wegen der Sonnenflecken, gleichmässige Blatthaltung, Neigungswinkel soll als bekannt angenommen werden).

3. Heterogene Decke (ungleichmässige Beleuchtung wegen der Sonnenflecken, ungleichmässige Blattstellung ; die Blätter können verschiedenen Neigungswinkeln aufweisen).

Die homogene Pflanzendecke wird mit Hilfe des Beerschen Gesetzes, auf Grund der Arbeiten von MONSI und SAEKI, untersucht.

Die halb-heterogene und heterogene Pflanzendecken werden vom Verfasser volgendermassen studiert :

— Feststellung des Variationgesetzes der Sonnenfleckenoberflächen in Abhängigkeit von der Höhe unter der Decke.

— Feststellung des Einstrahlungsgesetzes der verschiedenen Energieströmen (direkte Sonnenstrahlung auf die Sonnenflecken, direkte durch die obersten Blätter auf dem betrachteten Niveau abgehaltene Sonnenstrahlung, Himmelsstrahlung).

Der Verfasser hat aufweisen können, besonders im Falle einer halb-heterogene Decke und bei einem Neigungswinkel kleiner als die Sonnenhöhe, dass das Variationsgesetz des mittleren Energiestromes ist gleich derjenigen, die von MONSI und SAEKI für eine homogene Decke festgestellt wurde. Es wird ferner der Ausdruck des Extinktionskoefficient K bestimmt. Erlautet folgendermassen :

$$K = (1 - T) \text{ Kos } i \quad i < h$$

wo T = Transmissionsfaktor des Blattes für die betrachtete Wellenlänge oder Licht.
i = Winkel der Blätter zur Horizontalen.
h = Sonnenhöhe.

Diese theoretischen Untersuchungen, die sich strengst nur auf monochromatisches Licht beziechen, erlauben die Veränderung der spektralen Zusammensetzung desLichtes beim Eindregen in den Pflanzenbestand zu erklären.

Es wurden schliesslich im dritten Teil eine Reihe von Ergebnisse über die optischen Eigenschaften der Blätter zusammengefasst.

РЕЗЮМЕ

Изучение светового микро-климата в растительности.

Ф. ШАРТЬЕ.

Данная статья является вкладом автора в изучение проникания света во внутрь данной культуры, или вообще растительного покрова.

В первой части этой работы, автор напоминает главные данные, необходимые для определения светового климата над растительностью. Световая энергия солнечного происхождения, случайная или отраженная, (альбедо), разсматривается в одно и тоже время, с точки зрения энергетической и качественной (спектральный состав).

Вторая часть посвящена изучению проникания солнечной энергии во внутрь постоянных покровов трех видов, характеризующихся следующим образом :

1. Гомогенный покров (без солнечных пятен).

2. Полу-гетерогенный покров (гетерогенный — в смысле освещенности, благодаря солнечным пятнам, гомогенный — в смысле расположения листьев под данным углом).

3. Гетерогенный покров (гетерогенный — в смысле освещенности, благодаря солнечным пятнам, гетерогенный — в смысле размещения листьев под разными углами).

Гомогенный покров — изучен при помощи закона Бээра, на основании работ Монси и Саэки.

Полу-гетерогенный и гетерогенный покровы изучены автором следующим порядком :

— определение закона изменений поверхности солнечных пятен в зависимости от высоты их расположения в покрове.

— определение закона проникания разных энергетических течений (прямое солнечное излучение в местоположениях солнечных пятен, прямое солнечное излучение перехваченное листвой расположенной выше рассматриваемого уровня, небесное излучение).

В частности, автору удалось доказать, что в случае полу-гетерогенного покрова и существования угла между направлением листа и высотой солнца, закон об изменении среднего энергетического течения будет тем — же что и закон выведенный Монси и Саэки — для гомогенного покрова. Кроме того, в этом случае, является возможность определить выражение коэффициента потухания K при помощи формулы : $K = (1 - T) \cos i \; i < h$, в которой!

T — фактор передачи листом длинны волны, или расзматриваемого света.

i — угол между направлением листа и горизонтальным планом.

h — высота солнца.

Это теоритическое изучение, которое полностью можно применить только по отношению к монохроматическому свету, об'яснает спектральные изменения света при его проникании во внутрь растительного покрова.

И, наконец, в третьей части, автор приводит сводку некоторых результатов относящихся к оптическим свойствам листьев.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

I.— CLIMAT ET MICROCLIMAT LUMINEUX AU-DESSUS DE LA VÉGÉTATION

Comité National Belge de l'Éclairage, 1964. *L'éclairage naturel et ses applications*. S.I.C., Bruxelles.

Costes C., 1960. Absorption et utilisation de l'énergie lumineuse par les végétaux cultivés dans les conditions naturelles. *Ann. Physiol. vég.*, **2**, 176-229.

Durand R., 1960. Mesure et signification de l'éclairement en Physiologie végétale. *Ann. Physiol. vég.*, **2**, 109-118.

Gondet M. H., 1963. Connaissances actuelles des rayonnements solaires et terrestres. *J. Rech. C. N. R. S.*, **64**, 317-329.

MONTEITH J. L., 1959. The reflection of shortwave radiation by vegetation. *Quat. J. r. meteor. Soc.*, **85**, 386-392.

PERRIN DE BRICHAMBAUT Ch., 1963. *Rayonnement solaire et échanges radiatifs naturels*. Gauthiers-Villars, Paris.

ROULLEAU J., TROCHON R., 1952. *Météorologie générale. Tome I. Structure verticale de l'atmosphère. L'atmosphère et les phénomènes de rayonnement*, 149 pages. Gauthiers-Villars, Paris.

TERRIEN J., TRUFFAUT G., 1951. *Lumière et végétation*. Presses universitaires de France, Paris.

II.— MICROCLIMAT LUMINEUX DANS LA VÉGÉTATION

ALLEN L. H., BROWN K. W., 1965. Shortwave radiation in a corn crop. *Agron. J.* **57**, 575-580.

ALLEN L. H., YOCUM C. S., LEMON E. R., 1964. Photosynthesis under field conditions. VII. Radiant energy exchanges within a corn crop canopy and implications in water use efficiency. *Agron. J.*, **56**, 253-259.

ANDERSON M. C., 1964. Studies of the woodland light climate. I. The photographic computation of light conditions. *J. Ecol.*, **52**, 27-41.

ATKINS W. R. G., POOLE H. H., STANBURY F. A., 1957. The measurement of the intensity and the colour of the light in woods by means of emission and rectifier photoelectric cells. *Proc. r. Soc.* Sér. B, **121**, 427-450.

BLACK J. N., 1958. Competition beetween plants of different initial seed sizes in swards of subterranean clover with particular reference to leaf area and the light microclimatic. *Austral. J. Agric. Res.*, **9**, 299-318.

BROUGHAM R. W., 1956. Effect of intensity of defoliation on regrowth of pasture. *Austral. J. Agric. Res.*, **7**, 377-387.

BROUGHAM R. W., 1958. Interception of light by the foliage of pure and mixed stands of pasture plants. *Austral. J. Agric. Res.* **9**, 39-52.

BULA R. J., SMITH D.,, MILLER E. E., 1954. Measurements of light beneath a small grain companion crop as related to legume establishment. *Bot. Gaz.*, **115**, 271-278.

CACHAN P., 1963. Signification écologique des variations microclimatiques verticales dans la forêt Sempervirente de basse Côte-d'Ivoire. *Ann. Fac. Sci. Univ. Dakar*, **8**, 89-155.

COMBE D. E., 1957. The spectral composition of shade light in woodlands. *J. Ecol.*, **45**, 823-830.

DONALD C. M., 1961. *In mechanisms in biological competition, Symposia of the Society for Experimental Biology*, **15**. 282-313. University Press, Cambridge.

EGLE K., 1937. Zur kenntnis des lichtfeldes der pflanze und der blatt farbstoffe. *Planta*, **26**, 546-583.

EVANS G. C., 1956. An area survey method of investigating the distribution of light intensity in woodland with particular reference to sunflecks. *J. Ecol.*, **44**, 391-428.

EVANS G. C., WHITEMORE T. C., WONG Y. K., 1960. The distribution of light reaching the ground vegetation in a tropical rain forest. *J. Ecol.*, **48**, 193-204.

ISOBE S., 1962. Preliminary studies on physical properties of plant communities. *Bull. Natn. Inst. agric. Sci.*, Nishigahara, série A, Tokyo, **9**, 29-66.

KANASAGA H., MONSI M., 1954. On the light transmission of leaves and its meaning for the production of matter in plant communities. *Jap. J. Bot.*, **14**, 304-324.

LEMON E. R., 1963. In EVANS L. T. *Environmental of plant growth*, 55-77. Academic Press, New York and London.

LOGAN K. T., PETERSON E. B., 1964. *A method of measuring and describing light patterns beneath the forest canopy*. 26 pages. Department of Forestry Publications n° 1073, Ottawa.

MAC KEE G. W., 1963. Use of a colour temperature meter to characterize light quality in the field. *Crop. Sci.*, **3**, 271-272.

MONSI M., SAEKI T., 1953. Über den lichtfaktor in den pflanzengesellschaften und seine bedentung für die Stoffproduktion. *Jap. Bot.*, **14**, 22-52.

MONTEITH J. L., 1965. Light distribution and photosynthesis in field crops. *Ann. Bot.*, **29**, 17-37.

SAEKI T., 1963. In EVANS L. T., Environmental control of plant growth, 79-92. *Academic Press*, New York and London.

STANHILL G., 1962. The effect of environmental factors on the growth of alfalfa in the field. *Netherl. J. agric. Sci.*, **10**, 247-253.

STERN W. R., 1962. Light measurements in pastures. *Herb. Abstr.*, **32**, 91-96.

STERN W. R., DONALD C. M., 1962 *a*. Light relationships in grass clover swards. *Austral. J. agric. Res.*, **13**, 599-614.

STERN W. R., DONALD C. M., 1962 *b*. The influence of leaf area and radiation on the growth of clover in swards. *Austral. J. agric. Res.*, **13**, 615-623.

VERHAGEN A. M. W., WILSON J. H., BRITTEN E. J., 1963. Plant production in relation to foliage illumination. *Ann. Bot.*, **27**, 627-640.

WARREN HILSON J., 1959. Analysis of the spatial distribution of foliage by two dimensional point quadrats. *New Phytol.*, **58**, 92-101.

WARREN WILSON J., 1960. Inclined point quadrats. *New Phytol.*, **59**, 1-8.

De WIT C. T., 1959. Potential photosynthesis of crop surfaces. *Netherl. J. Agric. Sci.*, **7**, 141-149.

De WIT C. T., 1965. Photosynthesis of leaf canopies. 57 pages. *Agric. Res. Report nº 663*, Wageningen.

YOCUM C. S., ALLEN L. H., LEMON E. R., 1964. Photosynthesis under field conditions. IV. Solar radiation balance and photosynthetic efficiency. *Agron. J.*, **56**, 249-253.

III.— PROPRIÉTÉS OPTIQUES DES FEUILLES

BILDERLING N. G. de, GESLIN R. C., 1963. Quelques données sur l'éclairage artificiel des plantes en U. R. S. S. *Lux*, **24**, 248-261.

BILLINGS W. D., MORRIS R. J., 1951. Reflection of visible and infrared radiation from leaves of different ecological groups. *Amer. J. Bot.*, **38**, 327-331.

COSTES C., 1960. Absorption et utilisation de l'énergie lumineuse par les végétaux cultivés dans les conditions naturelles. *Ann. Physiol. vég.*, **2**, 175-229.

DADYDIN V. P., BEDENKO V. P., 1960. Influence de l'humidité du sol sur les propriétés optiques des feuilles (en russe). *Dokl. Akad. Nauk S. S. S. R.*, **134**, 965-968.

GABRIELSEN E. K., 1948. Effects of different chlorophyll concentrations on photosynthesis in foliage leaves. *Physiol. Plant.*, **1**, 5-37.

GATES D, M., TANTRAPORN W., 1952. The reflectivity of deciduous trees and herbaceous plants in the infrared to 25 microns. *Science*, **115**, 613-616.

KANASAGA H., MONSI M., 1954. On the light transmission of leaves and its meaning for the production of matter in plant communities. *Jap. J. Bot.*, **14**, 304-324.

KLESHNIN A. F., SHUL'GIN I. A., VERBOLOVA M. I., 1960. Les propriétés optiques des feuilles (en russe). *Bot. Zh.*, **4**, 492-506.

MOSS R. A., LOOMIS W. F., 1952. Absorption spectra of leaves. I. The visible spectrum. *Plant Physiol.*, **27**, 370-391.

RABIDEAU G. S., FRENCH C. S., HOLT A. S., 1946. The absorption and reflection spectra of leaves, chloroplast suspensions and chloroplast fragments as measured in an Ulbricht sphere. *Amer. J. Bot.*, **33**, 769-777.

SHUL'GIN I. A., 1960. Caractère de la réflexion de l'énergie lumineuse en fonction de la structure de la feuille (en russe). *Dokl. Akad. Nauk S. S. S. R.*, **134**, 471-474.

SHUL'GIN I. A., KLESHNIN A., KORSTHUNOVA V., 1959. Propriétés optiques des feuilles des plantes cultivées (en russe). *Vest. sel'skokh. Nauki*, **11**, 128-133.

SHUL'GIN I. A., KHAZANOV V. S., 1961. La question du photorégime dans les associations végétales (en russe). *Dokl. Akad. Nauk S. S. S. R.*, **141**, 1493-1496.

TAGEYEVA S. V., BRANDT A. B., 1963. Détermination of the spectral coefficients of the optical parameters of plants. *Biophysics*, **8**, 274-280.

TERRIEN J., TRUFFAUT G., 1951. *Lumière et végétation.* Presses Universitaires de France, Paris.

VOJNOVSKAJA K. K., et al., 1964. Influence de la structure anatomique et de la teneur en pigments sur les propriétés optiques des feuilles (en russe). *Izv. Akad. Nauk Kazakhsk. SSSR*, **4**, 19-26.

Ann. agron., 1966, **17** (5), 603-605.

CHRONIQUE DES LIVRES

THRAN (P.), BROEKHUIZEN (S.). — AGRO-ECOLOGICAL ATLAS OF CEREAL GROWING IN EUROPE. : VOL. I, AGRO-CLIMATIC ATLAS OF EUROPE — Amsterdam, Elsevier Publishing Company, 1965, 128 cartes, 36 pages de texte.

Le Centre Néerlandais pour les céréales, le groupe de travail *Physiologische Resistenz* de Brunswick (Allemagne fédérale) et l'Association Européenne pour l'Amélioration des Plantes (Eucarpia) sont à l'origine de cet atlas.

L'objectif général de l'ouvrage est de fournir les conditions pédologiques et climatiques des régions agricoles s'étendant de l'Oural à Lisbonne.

Le premier volume rassemble uniquement des données météorologiques et peut donc satisfaire aux besoins de personnes s'occupant d'autres sujets que de céréales.

Notons tout d'abord que le texte est écrit en 3 langues (allemand, anglais, français). A la suite de ce dernier on trouve des cartes de la température (moyennes mensuelles, moyennes des maxima et des minima, amplitudes), des précipitations (moyennes mensuelles, nombre de jours de précipitation), de l'évapotranspiration annuelle calculée d'après la formule de TURC, du déficit des précipitations, de l'humidité atmosphérique (moyenne mensuelle) et d'une combinaison durée du jour-température. De plus, pour certaines de ces données météorologiques, les moyennes sont faites sur des périodes ayant une signification agronomique.

Une classification des climats européens sous une forme numérique est également proposée. Compte tenu des limites de ce genre d'étude, il ne paraît pas à première vue très avantageux de remplacer une carte même simplifiée par un code chiffré.

Le reproche qui peut être fait à cet ouvrage est de ne pas fournir les données suivantes dont l'importance agronomique est certaine :

1° la durée d'insolation et le rayonnement global,

2° la vitesse et la direction des vents dominants au sol,

3° les valeurs moyennes mensuelles de l'ETP.

Néanmoins ce premier volume est un ouvrage indispensable non seulement à ceux qui s'intéressent aux céréales, mais à tous les autres dont l'activité peut exiger la connaissance des données climatiques européennes.

P. C.

PEARCE (S. C.). — EXPÉRIMENTATION SUR ARBRES FRUITIERS ET AUTRES PLANTES PÉRENNES. — Adaptation française de M. LEFEBVRE d'après l'édition 1953 de la Technical Communication, n° 23 du Commonwealth Bureau of Horticulture and Plantation Crops. Paris, A. C. T. A., 1966, 185 p.

Arbres fruitiers et autres plantes pérennes semblent constituer un matériau de choix pour l'expérimentation. Leur durée de vie permet, en effet, de procéder successivement à des essais de taille, de fumure, de pulvérisation, de variétés... Pourtant, l'action des traitements antérieurs, la variabilité du matériel végétal rendent délicate toute analyse des résultats obtenus. Par ailleurs, les exigences du progrès imposent aux techniciens la recherche de réponses de plus en plus nombreuses et de plus en plus précises. Dans ce domaine, une aide efficace sera apportée aux expérimentateurs grâce à la publication de l'ouvrage anglais : *Field Experimentation with Fruit trees and other Perennial Plants*, de S. C. PEARCE. En accord avec les *Commonwealth Agricultural Bureaux*, l'auteur a autorisé l'Association de Coordination technique agricole à publier ses « mémoires », fruit d'une expérience acquise au cours de nombreuses années de travail.

On relève à la table des matières :

I — Généralités.
II — La calibration.
III — Blocs, Parcelles, Répétitions.
IV — Organisation des essais en fonction du sujet d'étude.
V — L'analyse des résultats.
VI — Quelques accidents et leurs remèdes.
VII — Les mesures sur plantes pérennes.
Appendice I — Une méthode générale d'analyse des données pour les dispositifs orthogonaux.
Appendice II — La décomposition de la somme des carrés des traitements dans un dispositif orthogonal.
Appendice III — Une méthode générale pour conduire l'analyse de variance quel que soit le dispositif.
Appendice IV — L'analyse de covariance dans un dispositif orthogonal.
— Double covariance.
— Bibliographie
— Glossaire des termes.

(Analyse de l'Éditeur)

ANGLADETTE (A.). — LE RIZ. — Paris, G. P. Maisonneuve et Larose. — Coll. « Techniques agricoles et productions tropicales », 1966, 932 p., 96 pl. h. t.

L'importance du riz dans le monde, aussi bien dans les régions tempérées que dans les régions tropicales, les innombrables travaux de recherche conduits dans tous les pays sur cette céréale, justifiaient de donner à cet ouvrage, cinquième titre de la collection « Techniques agricoles et productions tropicales », une ampleur exceptionnelle.

D'autre part, ainsi que l'indique l'auteur dans sa préface, il existe relativement peu d'ouvrages généraux sur le riz, sa production et son économie ; ils sont déjà anciens et certains sont épuisés.

L'ouvrage de A. ANGLADETTE, qui répond à un réel besoin, se présente comme une synthèse des différents ouvrages publiés jusqu'ici sur le riz, d'un nombre considérable de travaux conduits dans tous les pays rizicoles et ayant fait l'objet soit d'articles publiés dans les revues agronomiques spécialisées ou non, soit de communications ou de documents présentés à la Commission internationale du Riz de l'Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture (F.A.O) ou à ses groupes de travail, soit même de rapports ou de comptes rendus inédits.

Il a été également tenu compte des premiers résultats obtenus ou rassemblés par l'Institut international de Recherches sur le Riz des Philippines, et des travaux conduits dans les principaux Centres de Recherches rizicoles du monde, de France et des États francophones d'Afrique notamment.

En ce qui concerne la partie économique de l'ouvrage, il a été fait appel à de nombreuses sources, mais plus particulièrement aux publications des divisions économiques de la F.A.O. et aux documents de travail préparés pour les réunions internationales traitant de l'économie rizicole.

L'auteur n'aurait pu toutefois mener à bien ce travail sans son expérience personnelle et les connaissances qu'il a acquises depuis trente-cinq ans au cours de séjours et de voyages dans les diverses parties du monde.

Le sommaire de l'ouvrage est le suivant : Botanique et systématique ; Morphologie et croissance ; Physiologie du riz (action de la chaleur, de la lumière, de l'eau ; nutrition du riz) ; Génétique, variétés, amélioration ; Écologie ; le Riz et les systèmes culturaux, assolement ; Techniques et pratiques culturales ; Fumure ; Irrigation, drainage ; Récolte, battage, séchage, conservation ; Usinage ; Utilisations du riz et de ses sous-produits ; Maladies du riz ; Ennemis du Riz ; La production du Riz dans le monde ; Collecte, usinage, stockage, commerce international ; Commerce intérieur, utilisation.

L'auteur n'a pu, dans les limites malgré tout réduites de l'ouvrage, présenter une bibliographie exhaustive des quelque mille documents consultés. Il l'a donc volontairement réduite à une bibliographie sommaire des documents jugés essentiels, complétée par un index des auteurs cités,et la liste des principaux périodiques et revues utilisés.

Un index géographique et de très nombreuses illustrations (120 figures dans le texte et 96 planches hors-texte) complètent cet ouvrage essentiel, qui trouvera sa place dans la bibliothèque de l'agronome, du négociant, de l'industriel, de l'économiste et, d'une manière générale, de tous ceux qui s'intéressent, de près ou de loin, à cette céréale.

M. L. C.

CHIKISHEV (A. G.) ed. — PLANT INDICATORS OF SOILS, ROCKS, AND SUBSURFACE WATERS. — (Traduit du russe). New York, Consultants Bureau, 1965, 210 p.

Les 41 chapitres de cet ouvrage, sont extraits d'une conférence organisée à Moscou en février 1961 et consacrée aux indicateurs géobotaniques de subsurface ; ils donnent, une image complète des derniers progrès effectués dans ce domaine qui offre de nombreuses applications pratiques. On sait depuis longtemps que la couverture végétale est le reflet du terrain sous-jacent mais c'est seulement depuis peu, que cette connaissance est devenue utile aux géologues, hydrologistes, prospecteurs et agronomes.

Les méthodes basées sur l'utilisation des indicateurs géobotaniques facilitent la construction de routes dans des terrains marécageux, le drainage, la détermination des besoins en eau et la prospection de gisements.

L'examen du couvert végétal à l'aide de la photographie aérienne permet l'établissement de cartes géobotaniques.

Cet ouvrage traduit du russe, intéressera à la fois géologues et agronomes.

J. L.

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 27, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles séparées seront utilisées pour les références bibliographiques, les tableaux, les légendes des figures et graphiques.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire :* il ne devra pas comporter d'abrévation, ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs*, précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; — *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement* dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :

a) *sommaire :* résumé suffisamment précis pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction*, dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé*, en donnant sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats*, à présenter de la manière la plus brève possible ; e) *discussion et conclusion ;* f) *résumé* destiné à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour la collaboration, les fonds, les dons... ; 1) *références bibliographiques.*

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français très *complet* placé en tête de l'article. Les figures, graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc.) l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : (DUPONT et DUVAL, 1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de *et al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses, de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatre langues mentionnées) ; le titre du périodique en abrégé, selon la World-List of Scientific Periodicals, ou le Bulletin Signalétique du C. N. R. S. ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera en plus le nom de l'auteur du chapitre cité, le nom des rédacteurs principaux, précédé de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention « communications personnelles » ou « données non publiées », etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d' « Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponibles est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant disposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit. Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur une feuille séparée, et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés *à l'état de projets*, leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5, *soit* × 0,25.

Il est rappelé que le format utile des Annales est : 19 × 12,5 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées.

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur feuilles séparées et porter les numéros des figures.

Correction des épreuves : les auteurs recevront deux épreuves à corriger. Les corrections « d'auteur » ne sont autorisées que sur le premier jeu d'épreuves.

Envoi du manuscrit : M. HENIN, Centre national de Recherches agronomiques, 78 - Versailles France. On demande deux exemplaires.

ANNALES
AGRONOMIQUES

VOLUME 17 1966 NUMÉRO 6

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE
149, rue de Grenelle, Paris-7e

Ann. agron., 1966, **17** (6), 611-651.

CONTRIBUTION A L'ÉTUDE DE LA GENÈSE DES SOLS HYPERMAGNÉSIENS : RECHERCHES EXPÉRIMENTALES SUR L'ALTÉRATION CHIMIQUE DES ROCHES ULTRABASIQUES (SERPENTINITES) (1)

G. PÉDRO et K.-E. BITAR

Laboratoire des Sols,
Centre national de Recherches agronomiques, 78 - Versailles

SOMMAIRE

L'altération des roches ultrabasiques à la surface du globe pose un problème, à la fois d'ordre géochimique et cristallochimique, qu'il est indispensable de résoudre si l'on veut comprendre la genèse des sols hypermagnésiens. C'est pourquoi, les auteurs ont été amenés à entreprendre une série de recherches par l'intermédiaire de la voie expérimentale.

Les résultats obtenus au cours des essais conduisent alors à proposer une interprétation générale des phénomènes géochimiques relatifs au cycle sifémique. La comparaison systématique avec les données du milieu naturel sera effectuée ultérieurement dans une deuxième partie du travail.

I. — CADRE GÉNÉRAL DES RECHERCHES

A — Intérêt et signification de l'étude sur l'altération des roches magnésiennes

L'étude des phénomènes d'altération et des processus pédologiques qui s'y rattachent, lorsqu'elle est effectuée à partir du milieu naturel, s'adresse généralement au cas des roches cristallines de la série alumineuse c'est-à-dire à des roches constituées essentiellement par l'association de minéraux à base de silice et d'aluminium (silicates ou aluminosilicates), tels que quartz, feldspaths, feldspathoïdes,

(1) Ce travail constitue le prolongement d'une thèse de doctorat 3e cycle de Géodynamique externe (Pédologie-Géochimie) soutenue à la Faculté des Sciences de Paris, par K.-E. Bitar, le 8 février 1966.

micas. C'est là une conception logique des choses, étant donné que les alumino-silicates représentent la majeure partie des constituants de la lithosphère (G. PEDRO, 1964).

Mais, en dehors de cette série, il existe à la surface du globe d'autres roches cristallines silicatées caractérisées simultanément par une absence quasi totale de l'aluminium et par une forte teneur en magnésium (ou fer-magnésium), ce sont les roches dites *ultrabasiques* constituées essentiellement de péridots (olivine) et dans une certaine mesure de pyroxènes, telles les Péridotites (Dunite, Harzburgite, Lherzolite ...), ou de minéraux phylliteux magnésiens qui en sont dérivés comme la serpentine (Serpentinites). Leur composition chimique correspond habituellement aux teneurs indiquées dans le tableau I (A. LACROIX, 1893 ; S. CAILLÈRE, 1936) ; à titre de comparaison nous avons figuré à côté la composition d'un granite.

TABLEAU I

Élément (%)	Granites	Péridotites	Serpentinites
SiO_2	70	40	40
Al_2O_3	16	0 — 2	1 — 3
MgO	0,5	35 — 50	30 — 40

Ces roches se trouvent la plupart du temps disséminées, en particulier au sein des zones orogéniques du système alpin (ophiolites). Dans certains cas, toutefois, elles peuvent occuper des espaces relativement étendus : Nouvelle-Calédonie (1/3 de la surface), Philippines ... Mais, au total, elles sont quand même peu abondantes par rapport aux roches cristallines classiques de la lithosphère.

Il n'en demeure pas moins que l'étude de leur altération présente un certain intérêt, en particulier si l'on se place à deux points de vue, qui sont liés étroitement aux phénomènes pédologiques :

— théorique (pédogenèse) ;
— économique (agronomie et métallogénie).

1. *Point de vue théorique*

En pédogenèse, on a l'habitude de raisonner exclusivement sur l'évolution des matériaux de la série alumineuse ; ainsi l'examen des phénomènes d'altération relatifs au cycle aluminosilicique en fonction des conditions climatiques a depuis toujours conduit implicitement à utiliser l'aluminium comme élément de référence (G. PEDRO, 1966). Il y a deux raisons à cela :

— d'une part, *une raison strictement géochimique* ; de tous les cations majeurs des roches habituelles, Al est le moins mobilisable dans les conditions normales de la surface du globe. C'est donc à partir de lui que l'on examine le comportement des autres éléments (SiO_2, cations basiques).

— d'autre part, *une raison d'ordre structural ou cristallochimique* : Al constituant l'élément fondamental des minéraux phylliteux de néogenèse qui apparaissent au

cours de l'altération : silicates argileux (kaolinite, illite, montmorillonite ...), hydroxydes (gibbsite, boehmite ...).

Mais lorsqu'on imagine d'étudier les processus de décomposition ou de pédogenèse développés sur des matériaux *sans aluminium* comme ceux du cycle sifémique par exemple, à quel autre cation doit-on s'adresser pour servir d'élément de référence ? D'après la composition de ces types de roches, c'est le magnésium qui, à première vue, paraît convenir. Sur le plan cristallochimique, on sait en effet que Mg est un élément fondamental d'une série d'argiles trioctaédriques (serpentines, chlorites, vermiculites, saponites), qui sont même des isotypes des argiles dioctaédriques alumineuses. De ce côté, le choix du magnésium paraît valable, étant donné le parallélisme qui existe entre ces deux séries cristallochimiques de silicates phylliteux.

Malheureusement, un tel état de choses n'est plus satisfaisant dès que l'on aborde le domaine géochimique. Il est maintenant démontré, en effet, que Mg est un élément relativement mobile dans les conditions de la surface du globe, comme d'ailleurs les autres cations basiques (Ca, Na, K) (G. PEDRO, 1964). Or, cela signifie que, non seulement Mg n'est pas un élément de référence aussi satisfaisant que Al mais encore qu'*il ne peut exister de parallélisme absolu entre l'évolution habituelle des roches silicatées de la série alumineuse et celles de la série magnésienne*, comme un examen superficiel pouvait jusqu'alors conduire à le penser et comme certains ont été amenés à l'exprimer (V. P. PETROV et P. P. TOKMAKOV, 1963).

2. *Point de vue économique*

a) *Problème agronomique* : On sait que le magnésium est un élément essentiel pour la croissance et le développement des végétaux. Mais, présent en trop fortes quantités, il engendre des phénomènes de « toxicité » pouvant aller jusqu'à la stérilité totale des sols. Or, le magnésium qui intervient à ce propos n'est, ni celui contenu dans les minéraux primaires, ni celui qui se refixe dans les édifices de neogénèse ; c'est l'élément qui est présent, sous forme ionique, dans les solutions du sol ou à l'interface minéral-solution.

Étudier l'altération des minéraux magnésiens revient donc à essayer de préciser les conditions qui favorisent la mobilisation, le transfert et la refixation du magnésium au cours du cycle pédologique (problème des sols alcalins Mg du type solonetz en particulier).

b) *Problème métallogénique* : Si les roches ultrabasiques sont en général riches en éléments majeurs, comme Fe et Mn, elles ont aussi une teneur relativement élevée en un certain nombre d'éléments *mineurs*, tels Cr, Ni, Co ... ; le tableau 2 donne, à titre d'exemple, quelques valeurs de ces teneurs exprimées en ppm.

Ainsi lorsqu'elles sont soumises à une altération intense dans les zones tropicales, où par ailleurs se développent les phénomènes latéritiques, la décomposition conduit toujours à une concentration, liée à une accumulation relative plus ou moins élevée de ces éléments, et favorise ainsi le développement de véritables gîtes métallifères d'origine superficielle. C'est le cas des gisements de fer de Guinée (Konakry) et des Philippines (Surigao), des gisements de Ni, Co et Cr de Nouvelle-Calédonie, des Grandes-Antilles (Nipe Clay de Cuba), de l'Orégon (Nickel Mountain, U.S.A.) ...

Un tel problème n'a pas été abordé ici ; mais il découle en réalité du comportement, pendant la décomposition, des éléments principaux des roches, c'est-à-dire

MgO et SiO_2. C'est donc uniquement dans une optique pédogénétique que l'étude des phénomènes d'altération des roches ultrabasiques a été envisagée au cours de ce travail, qui se présente ainsi comme un prolongement des recherches effectuées antérieurement à partir de matériaux aluminosilicatés : granite, basalte (G. PEDRO, 1964).

TABLEAU 2

Roches	R. ultrabasiques (V. M. GOLDSCHMIDT, 1958)	Dunite serpentinisée de Yougoslavie (Z. MAKSIMOVIC, 1962)	Péridotite serpentinisée du Gougeaux (Vosges)
Cr_2O_3	5 000	4 105	3 000
NiO	4 000	3 221	2 200
CoO.....	300	251	non déterminé

B — LA SERPENTINITE DU GOUGEAUX (VOSGES) ET SA TENDANCE ÉVOLUTIVE DANS LE MILIEU NATUREL

1. *Constitution pétrographique de la roche saine.*

Il s'agit d'une roche ultrabasique en provenant du massif du Gougeaux à Éloyes (Vosges). Sur le terrain, elle se présente sous forme d'un matériau dur, compact et de couleur *vert-noirâtre* avec de légères traînées rutilantes. L'analyse chimique (tabl. 3), qui est celle d'une roche typiquement magnésienne et à très faible teneur en aluminium, conduit au calcul de la constitution minéralogique virtuelle (tabl. 4) et à la détermination des paramètres magmatiques : V. 1 (2). 3. 1. 1. Elle apparaît ainsi, d'après A. LACROIX (1942) et E. JÉRÉMINE (1938) comme l'équivalent d'une péridotite à hypersthène, c'est-à-dire d'une *Harzburgite.*

En réalité, cette roche est fortement serpentinisée comme l'indiquent sa densité relativement faible ($d = 2{,}5$) et l'observation en lame mince au microscope polarisant ; elle est caractérisée en effet par une structure *maillée* typique, telle qu'elle a été décrite par A. LACROIX (1893) : l'antigorite se présente en rubans, donnant l'apparence d'un réseau et enserrant les zones centrales d'anciens noyaux de péridots qui sont ici remplacés par de l'antigorite cryptocristalline ou encore par une substance colloïdale isotrope de nature plus ferrugineuse. En outre, il apparaît autour des anciens cristaux de minéraux magnésiens, une série de points d'oxydes ferriques, ce qui laisse supposer que le fer contenu à l'origine dans le réseau des péridots a migré vers la périphérie du noyau central et qu'il s'est individualisé seul à côté de l'antigorite.

La serpentinisation a ainsi abouti à une ségrégation du fer et du magnésium qui apparaissent sous forme d'oxydes ferriques du type Fe_2O_3 et d'antigorite $Si_2O_5Mg_3(OH)_4$. Celle-ci est bien mise en évidence par la diffraction des rayons X (tabl. 5), la courbe d'analyse thermique différentielle (fig. 1) (S. CAILLÈRE, 1936) et enfin la courbe thermogravimétrique (fig. 2). D'après cette dernière, la teneur globale

TABLEAU 3

Composition chimique de la serpentinite du Gougeaux

Éléments	Pourcentage	Paramètres moléculaires
SiO_2	38,35	
Al_2O_3	1,65	
TiO_2	0,10	$\frac{SiO_2}{MgO} = 0{,}70$
Cr_2O_3	0,30	
Fe_2O_3	8,10	
FeO	0,35	
MnO	0,13	
NiO	0,22	$\frac{SiO_2}{Al_2O_3} = 39{,}58$
MgO	36,50	
CaO	0,30	
Na_2O	0,06	
K_2O	0,05	
P_2O_5	0,05	$\frac{SiO_2}{R_2O_3} = 9{,}57$
H_2O	13,65	
Insoluble	0,25	
Total	100,06	

TABLEAU 4

Composition minéralogique virtuelle de la serpentinite du Gougeaux

F (Feldspath)	·Orthose	0,28	1,97	Salic 3,02 %
	·Albite	0,47		
	·Anorthite	1,22		
C (Corindon)			1,05	
P (Pyroxène)	·Hyperstène		33,16	Femic 83,12 %
O (Olivine)			40,68	
m (minerais)	·Hématite	7,07	9,18	
	·Magnétite	1,49		
	·Ilménite	0,18		
	·Chromite	0,43		
A (Apatite)			0,10	

V.1 (2).3.1.1

TABLEAU 5

Table des réflexions X correspondant à la serpentinite du Gougeaux

7,28 (TF) — 5,023 (tf) — 4,59 (F)
4,01 (f) — 3,625 (TF) — 2,76 (tf) — 2,642 (tf) — 2,492 (TF)
2,14 (mF) — 1,783 (f) — 1,685 (f) — 1,531 (TF) — 1,498 (F) — 1,45 (mF)

de la roche en serpentine correspondrait à 85 p. 100, le reste étant constitué d'oxydes de fer (8,5 p. 100 environ) et d'une petite quantité de chromite (de l'ordre de 0,7 p. 100). On a donc affaire en définitive à une *Serpentinite* provenant de la transformation d'un matériel initial de type *Harzburgite*.

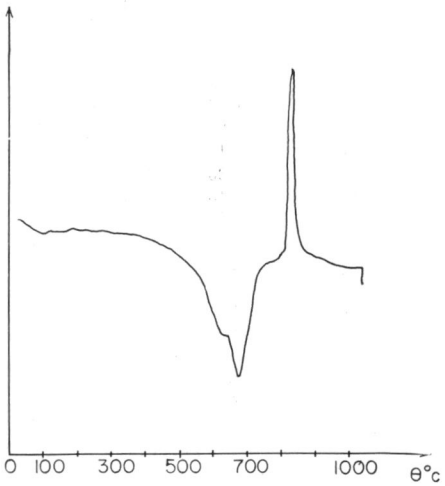


FIG. 1. — *Courbe d'analyse thermique différentielle de la serpentinite du Gougeaux*

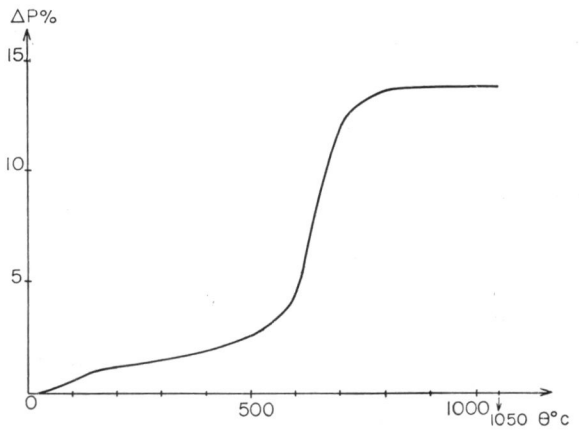


FIG. 2. — *Courbe thermogravimétrique de la serpentinite du Gougeaux*

2. *Tendance évolutive dans le milieu naturel vosgien.*

Soumise à l'action d'un climat tempéré humide (Température moyenne annuelle = 9°C — Pluviométrie annuelle = 1 200 mm), la serpentinite d'Éloyes s'altère très inégalement au cours des premières phases et se débite ainsi en blocs de taille variable qui tendent à s'amenuiser progressivement. En général, il apparaît bientôt en surface un sol de type *ranker*, qui évolue par la suite en *sol brun eutrophe*, parfaitement saturé et de couleur brun chocolat. Mais, à la périphérie des blocs de serpen-

tinite compacte, qui sont enrobés dans l'horizon de départ, se développe toujours une croûte d'altération tendre, légère, plus ou moins épaisse et de couleur claire (beige verdâtre). C'est par l'étude chimique de ce cortex que nous avons essayé de caractériser la tendance évolutive du matériau en place.

D'après les données du tableau 6, on constate que le rapport moléculaire $\frac{SiO_2}{R_2O_3}$ (1) diminue au fur et à mesure de l'évolution, comme dans le cas des sols développés à partir des roches de la série alumineuse et pour les mêmes conditions climatiques : il y a donc accumulation des sexquioxydes et désilicification partielle des matériaux.

TABLEAU 6

Évolution naturelle de la serpentinite du Gougeaux

Nature	Croûte d'altération	Zone intermédiaire	Roche saine
Épaisseur.....	3 mm	5 mm	—
Densité apparente	1,84	—	2,40
SiO_2	37,65	38,60	38,35
R_2O_3	16,00	14,00	10,20
MgO	30,60	33,80	36,50
CaO	0,20	0,20	0,30
H_2O	15,10	14,30	13,65
Total	99,55	100,90	99,00
SiO_2/MgO	0,82	0,76	0,70
SiO_2/R_2O_3	6,03	6,62	9,57

Par contre, dans le même temps, le rapport SiO_2/MgO, qui est fondamental ici sur le plan géochimique et cristallochimique, *augmente* ce qui tendrait à montrer que la vitesse de l'élimination du magnésium est plus importante que celle relative à SiO_2.

Le processus mis en jeu peut, de ce fait, s'exprimer globalement par la relation suivante :

$$q(R_2O_3) < \boxed{q(SiO_2) < q(MgO)} \quad (2)$$

Mais, *comme nous sommes obligés, dans ce cas, de raisonner à partir de Mg* (MgO = 36,5 p. 100 de la roche) et non plus de l'alumine qui ne représente que 1,65 p. 100 du matériau, tout se passe comme si, au cours de l'altération, il y avait *enrichissement relatif en silice.*

L'évolution géochimique semble ainsi aboutir à un résultat *inverse* de celui obtenu dans les *mêmes* conditions à partir de matériaux aluminosilicatés. C'est la

(1) Tous les rapports $\frac{SiO_2}{R_2O_3}$, $\frac{SiO_2}{MgO}$ sont exprimés dans l'étude en valeur moléculaire.

(2) Dans les inégalités de ce type, $q(SiO_2)$, $q(MgO)$, ... correspondent toujours à des *vitesses d'élimination* exprimées en valeur relative.

raison pour laquelle il nous a paru indispensable d'aborder ce problème par voie expérimentale, afin de dégager les principaux aspects de l'évolution pédogénétique des roches magnésiennes à la surface du globe.

II. — ÉTUDE DE L'ÉVOLUTION EXPÉRIMENTALE

A. — Conditions générales des essais

Le but principal de la méthode utilisée (Pédologie expérimentale) consiste à se placer dans un cadre de recherches qui évoque assez directement le milieu naturel. Or, ce cadre a été défini en détail dans une étude antérieure (G. Pedro, 1964, p. 90-95 et 106-113) ; nous ne rappellerons donc ici que les éléments essentiels.

a) *Dispositif expérimental*

Le dispositif utilisé est constitué par un extracteur Soxhlet qui reproduit, à petite échelle, le cycle de l'eau dans la nature. Il permet ainsi de séparer les 2 phases qui résultent de tout processus de décomposition (fig. 3).

— La phase résiduelle, qui se développe au sein du manchon et qui est constituée par des minéraux plus ou moins altérés, associés à des édifices de néogénèse ayant pris naissance éventuellement par recombinaison des éléments accumulés. L'ensemble correspond au *Reliquat d'altération.*

— La phase migratrice qui est représentée par l'ensemble des éléments extraits de la roche au cours de l'attaque et évacués en solution hors du « profil » au moment des siphonnages. Elle se concentre dans le ballon récepteur et constitue le *Lessivat d'altération.*

L'intérêt principal d'une telle séparation des phases réside dans la possibilité de suivre l'évolution géochimique engendrée au laboratoire non seulement par l'examen des croûtes d'altération résiduelle, mais encore par l'analyse des solutions résultant de la décomposition.

b) *Choix des conditions de l'altération expérimentale*

α) *Conditions physicochimiques.*

Trois réactifs de décomposition ont été utilisés:

— *L'eau pure* qui, par l'intermédiaire de la pluie, est l'agent essentiel des réactions d'hydrolyse à la surface du globe.

— *L'eau carbonique* qui intervient toujours plus ou moins dans les phénomènes de décomposition climatique, CO_2 étant un constituant normal de l'air et de l'atmosphère des sols. Ce réactif a été employé au cours de l'étude sous forme d'une solution approximativement M/100 (pH = 4,5).

— *L'acide acétique* CH_3COOH enfin, qui par suite de sa nature volatile a été choisi comme modèle des acides organiques hydrosolubles qu'on rencontre toujours, en plus ou moins forte proportion, lors de la décomposition des litières végétales dans les milieux froids et humides de la surface du globe. Il a été utilisé sous forme d'une solution M/10 caractérisée par un pH de l'ordre de 3.

β) *Conditions thermohydriques* (caractéristiques climatiques expérimentales).

La lenteur des processus naturels, d'une part, et la nécessité d'obtenir des résultats significatifs dans un temps relativement court (5 à 10 mois), d'autre part, nous ont encore amené à mettre en œuvre les facteurs « climatiques » avec une intensité inhabituelle. Cela pose naturellement à chaque fois un problème de transposition, mais nous n'y reviendrons pas ici puisqu'il a été analysé sous l'angle méthodologique dans un travail antérieur (G. Pedro, 1964).

— *Précipitations* : *Tous* les essais ont été réalisés en présence d'un drainage *intense* puisque le volume des condensations dans le manchon extracteur représente 4 litres par jour, soit une hauteur pluviale quotidienne d'environ 2 400 mm. Là encore, on est donc en présence d'une valeur énorme par rapport à celles caractérisant les régions tropicales les plus typiques.

— *Température* : La majorité des expériences a été effectuée à une température constante de l'ordre de 70°C. Toutefois, pour avoir un point de raccordement avec le milieu naturel, un des essais a été tenté en utilisant une température moins élevée. La valeur de 20°C, qui délimite *grosso modo* à la surface du globe les climats chauds des climats tempérés, a été retenue à cet effet.

Quoiqu'il en soit, les conditions thermohydriques des différentes expériences peuvent toutes néanmoins se rattacher à un climat de type *hyper*tropical.

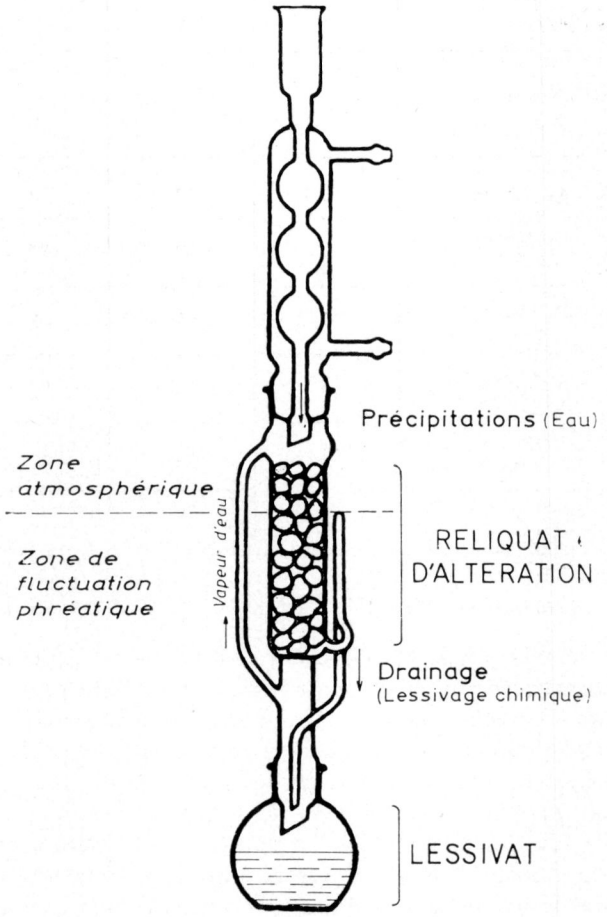


FIG. 3. — *Dispositif expérimental*

γ) *Caractéristiques pétrographiques.*

La roche choisie (Serpentinite du Gougeaux, dont la constitution a été indiquée ci-dessus), a été utilisée dans l'expérience sous forme de *fragments* afin que la texture et la structure originelles du matériau ne soient pas dégradées, comme cela est le cas par exemple lorsqu'on part de roches pulvérisées. Le bloc en provenance de la carrière a donc été débité en fragments de taille sensiblement identique et d'un poids voisin de 4 g. Après un brossage énergique, les matériaux ainsi préparés ont été lavés à grande eau, puis desséchés à l'étuve à 80°C, avant d'être disposés dans les manchons extracteurs et empilés jusqu'au niveau supérieur.

***

En définitive, 4 types d'essais ont été mis en place à partir de serpentinites dont les caractéristiques expérimentales sont rassemblées dans le tableau 7.

TABLEAU 7

Caractéristiques expérimentales des 4 types d'essais

Types d'essais		A	B	C	D
Agent d'altération		Eau pure (pH = 6,4)	Eau carbonique (pH = 4,5)	Eau acétique (pH = 3,1)	Eau pure (pH = 7)
Caractéristiques pétrographiques	Poids de roche (g)	332,5	353	330	298,5
	Nombre de fragments	87	93	87	78
Caractéristiques hydriques	Drainage global (l. par jour)	4	4	4	4
	Capacité de rétention (cm^3)	88	94	92	77
	Nombre de siphonnages/j.	45	42	43	52
Température (°C)		70	70	70	20

B. — Caractérisation des phénomènes d'altération expérimentale

Dans les différents essais, l'étude a été abordée de la façon suivante :

— Le développement de la décomposition se manifeste plus particulièrement sur les fragments des roches saines de la zone *atmosphérique* avec apparition d'une croûte superficielle qui s'étend simultanément en largeur et en profondeur. Ce cortex d'altération n'a pas été séparé avant la fin des expériences ; aussi, l'étude chimique et minéralogique du reliquat définitif ne donne des indications que sur l'état et la nature de la décomposition lors de l'arrêt des divers traitements.

— Par contre, tout au long des essais, l'examen systématique des eaux en provenance de la décomposition et qui se concentrent dans les ballons inférieurs, nous apporte des renseignements sur l'intensité de l'altération (aspect quantitatif) et, en même temps, sur la tendance géochimique de l'évolution (aspect qualitatif).

La meilleure connaissance que l'on puisse avoir des phénomènes engendrés au laboratoire sera donc réalisée en faisant, dans chacun des cas, la synthèse des résultats portant sur les reliquats et les lessivats d'altération.

1. *Altération à l'eau pure (70°C)*

a) *Étude de la phase résiduelle.*

A partir du 12e jour, une pigmentation rutilante est apparue sur certains fragments de la partie supérieure, en particulier sur les faces orientées vers le haut

qui sont en contact direct avec l'eau chaude de condensation et l'atmosphère aérée du Soxhlet. L'altération s'est développée ensuite progressivement à partir des points d'impact et des zones de contact entre fragments ou entre fragments et verre du manchon, de manière à occuper une surface de plus en plus grande. Toutefois, à la fin de l'essai, c'est-à-dire après 228 jours de lessivage (environ 8 mois), il ne s'était pas encore formé de cortex périphérique homogène ; seules, un certain nombre de plages rouilles bien délimitées couvrant une partie de la surface des fragments, s'étaient individualisées. En brisant les matériaux en voie d'évolution, on a pu constater alors que l'altération n'avait affecté qu'une pellicule superficielle de faible épaisseur ($\sim$ 1 mm), représentant à peine 0,3 p. 100 du poids total de la roche disposée au sein de la zone atmosphérique. Cette pellicule tendre, poreuse et qui repose directement sur la roche inaltérée a été néanmoins récupérée en quantité suffisante, par simple grattage, pour être soumise aux investigations minéralogiques et chimiques habituelles.

Les techniques minéralogiques (rayons X, thermogravimétrie, analyse thermique différentielle, séparation magnétique) ont permis de mettre en évidence à côté de la serpentine de départ une petite quantité d'*hématite* α Fe_2O_3 [4,06 Å (mF) — 2,69 Å (mF) — 2,50 Å (TF) — 2,19 Å (af) — 1,70 Å (F)...] associée à des gels ferriques du type *stilpnosiderite* Fe_2O_3, nH_2O. Ces résultats sont d'ailleurs confirmés par l'analyse chimique (tabl. 8) qui montre une accumulation assez nette des ses-

TABLEAU 8

Éléments.....	SiO_2	R_2O_3	CaO	MgO	Total	SiO_2/R_2O_3	SiO_2/MgO
Zone centrale	44,23	12,91	0,23	43,30	100,67	8,25	0,68
Couche rutilante ...	37,90	22,86	0,10	39,00	99,86	4,42	0,64

quioxydes au sein de la croûte d'altération, alors que la teneur des autres éléments, en particulier SiO_2 et MgO, diminue notablement. Toutefois, il est bon de noter, à ce point de l'étude, que le rapport SiO_2/MgO de la croûte (0,64) est légèrement *inférieur* à celui caractérisant la roche de départ (0,68). Or ce résultat, qui est très important sur le plan de l'évolution, demande à être précisé par l'intermédiaire de l'étude des lessivats d'altération.

b) *Étude de la phase migratrice.*

La récupération des lessivats dans les ballons d'accumulation a été effectuée de temps à autre et pour des valeurs voisines de drainage global. Elle a permis ainsi de suivre le rythme et l'intensité de l'évolution au cours de l'expérience.

Toutes les données ont été obtenues à partir des produits calcinés.

— Les éléments exportés en solution au cours de l'altération représentent un poids total de 2,4 g ce qui, rapporté au poids initial de roche-mère, donne 0,84 p. 100 (taux de lessivage réel). Mais, comme l'élimination s'est montrée sensiblement cons-

tante au cours des différentes phases (1), cela correspond à une valeur de 2,6 mg par litre de lessivage, soit à 0,9 mg/litre si on la ramène à 100 g de roche (intensité de l'élimination). Rappellons à ce sujet que ce dernier chiffre est voisin de celui obtenu à partir du granite dans les recherches antérieures (G. PEDRO, 1964).

— D'un autre côté, la composition chimique moyenne des eaux de lessivage (en général, pH du ballon 8,6) est indiquée dans le tableau 9 et le comportement dynamique des différents éléments tout au long de l'essai représenté dans la figure 4.

D'après ces données, on constate en premier lieu que *tous* les éléments majeurs de la serpentinite sont exportés au cours de l'altération expérimentale en présence d'eau. Toutefois, leur évacuation est plus ou moins importante suivant la nature de chacun d'eux.

— Ainsi, l'élimination de la silice est relativement forte puisque la teneur des lessivats est toujours supérieure à celle de la roche initiale.

TABLEAU 9

Éléments	SiO_2	R_2O_3	CaO	MgO	Total
Proportions (%)	69,43	5,11	1,92	23,35	99,81
Microgramme par litre de lessivage pour toute la roche	1 811	134	49	608	2 602
Paramètre moléculaire ...	$SiO_2/R_2O_3 = 29,5$			$SiO_2/MgO = 1,98$	

— L'évacuation du magnésium est encore nette ; MgO figure néanmoins dans les lessivats avec un pourcentage inférieur à celui du matériau de départ.

— Par contre, l'exportation des sesquioxydes est faible, ce qui confirme leur accumulation notable dans les croûtes d'altération.

***

L'altération des serpentinites en présence d'un lessivage intense à l'eau pure et à 70°C s'est traduite finalement :

— par une élimination des 2 éléments principaux de la roche SiO_2 et MgO, la silice étant exportée plus aisément que le magnésium :

$$q\,(SiO_2) > q(MgO)$$

— par un maintien quasi total des sesquioxydes qui s'individualisent dans la phase résiduelle sous forme d'hydrates ferriques (stilpnosidérite) et d'hématite αFe_2O_3.

Le cortex serpentineux en voie de décomposition s'appauvrit donc continuellement en silice, non seulement par rapport à R_2O_3, mais encore relativement à MgO.

(1) Sauf pour les 2 dernières récupérations par suite d'un certain entraînement mécanique du reliquat devenu meuble et friable.

C'est là une tendance évolutive nettement définie, dont il faudra situer ultérieurement la place vis-à-vis des phénomènes naturels.

2. *Altération à l'eau carbonique* (70°C)

a) *Étude de la phase résiduelle.*

La pigmentation des faces exposées directement à l'attaque des eaux carboniques est apparue assez rapidement (6e jour), puis s'est développée de proche en proche sur la plupart des fragments de la zone atmosphérique. A la fin de l'essai (après 6 mois et demi de lessivage), nous avions affaire ici à un véritable cortex homogène, de couleur rouille et d'épaisseur voisine de 2 mm, ce qui représente sensiblement 5,5 p. 100 du poids total des roches disposées dans la zone supérieure. A côté de cette

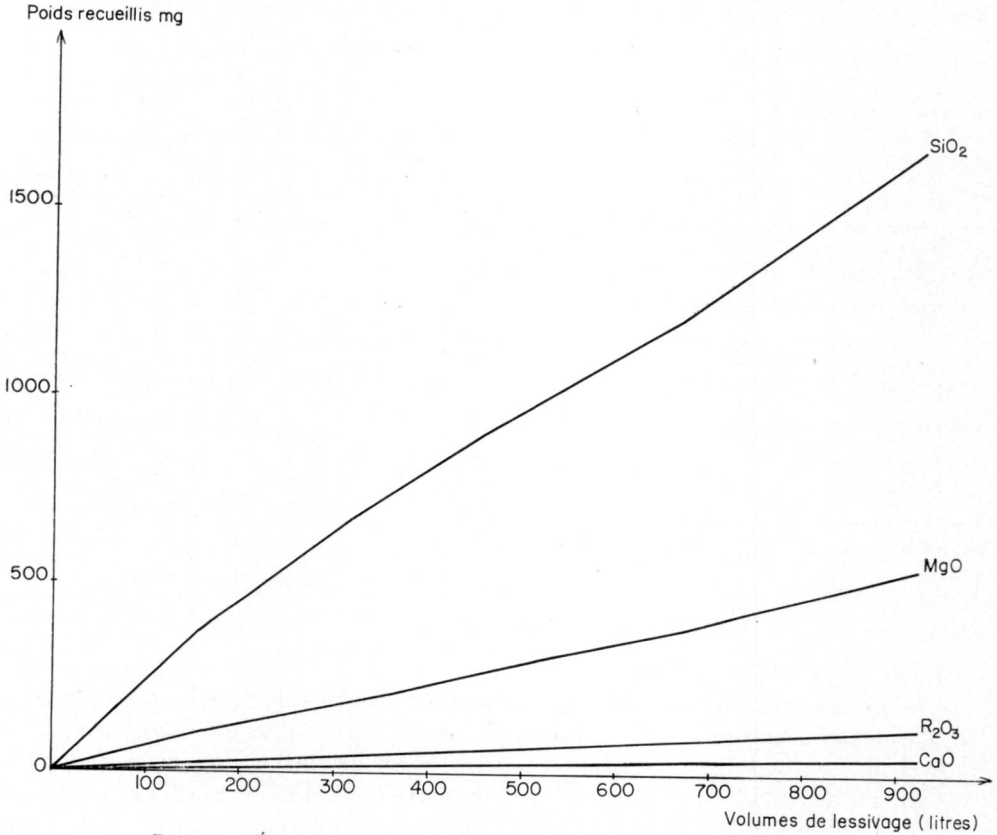


FIG. 4. — *Élimination des divers éléments au cours de l'essai à l'eau pure* (*A*)

ferruginisation généralisée, un autre fait a pu être noté dès la fin du premier mois ; il s'agit de l'individualisation d'un certain nombre de « taches blanches » sur quelques fragments non encore rubéfiés. L'étude minéralogique de ces dépôts, réalisée grâce à la diffraction des rayons X, a permis ainsi de constater la présence de *calcite magnésienne* et même de *dolomite* : 2,87 Å (TF) — 2,18 Å (f) — 2,01 A (f) — 1,79 Å (f). Cependant, ces minéraux n'ont pas été retrouvés dans le cortex d'altération où l'on

n'a pu mettre en évidence, comme dans le cas précédent, que de l'*hématite* $\alpha\ Fe_2O_3$ associée à de la *stilpnosidérite* Fe_2O_3, nH_2O. Cette accumulation des sesquioxydes est d'ailleurs nettement visible à partir des résultats de l'étude chimique (tabl. 10) où l'on peut noter, en outre, une diminution notable des teneurs en SiO_2 et MgO. A ce stade, on doit indiquer toutefois que le rapport SiO_2/MgO de la croûte superficielle (0,65) est légèrement *inférieur* à celui de la roche initiale (0,67).

Mais, c'est par l'examen du lessivat que nous pourrons, là encore, apporter quelques précisions sur la géochimie de l'altération carbonique.

TABLEAU 10

Zone atmosphérique			
Couches	Centrale	Intermédiaire	Superficielle
SiO_2	44,19	39,30	35,70
R_2O_3	12,30	20,30	27,55
CaO	0,23	0,21	0,15
MgO	43,73	40,00	36,40
Total	100,45	99,81	99,80
SiO_2/R_2O_3	8,70	4,77	3,12
SiO_2/MgO	0,673	0,655	0,653

TABLEAU 11

Éléments	SiO_2	R_2O_3	CaO	MgO	Total
Proportions (%).....	59,60	3,32	0,64	35,31	98,37
mg par litre	20,3	1,1	2,2	12,0	33,6
Paramètre moléculaire...	SiO_2/R_2O_3 = 39		SiO_2/MgO = 1,12		

b) *Étude de la phase migratrice.*

— Le total des éléments exportés en solution au cours de l'essai est de 25,6 g, ce qui montre bien que l'altération a été intensifiée par la mise en œuvre de CO_2 ; le taux de lessivage réel est ici de 8,5 p. 100. On arrive ainsi à une exportation de 33,6 mg par litre de lessivage, soit si on la rapporte à 100 g de serpentinite, 11 mg/l ce qui est nettement plus élevé que dans le cas des roches aluminosilicatées (1,2 mg/l pour le granite et 3,0 mg/l pour le basalte ; G. PEDRO, 1964).

— La composition chimique des eaux en provenance de la décomposition (tabl. 11) confirme les résultats entrevus lors de l'étude des reliquats :

• SiO_2 et MgO sont tous deux exportés du milieu en voie de décomposition, mais la désilicification prend encore le pas sur l'élimination du magnésium :

$$q(SiO_2) > q(MgO)$$

D'ailleurs, une petite quantité de ce dernier a évolué *in situ* à l'état de carbonates.

• Les sesquioxydes ont été maintenus sur place quasi intégralement avec individualisation de stilpnosidérite et d'hématite.

***

Ainsi, l'introduction de CO_2 semble avoir joué un très grand rôle *dans l'intensification générale de l'altération* des roches magnésiennes, surtout si on compare l'évolution obtenue à celle des matériaux de la série alumineuse. Les deux grandes catégories de roches se distinguent donc nettement à ce sujet.

Par contre, le gaz carbonique n'a pas modifié fondamentalement le sens de la décomposition puisque, comme dans l'essai à l'eau pure, la silice a été exportée de la roche en cours d'altération légèrement plus vite que le magnésium.

3. *Altération à l'eau acétique (70°C)*

a) *Étude de la phase résiduelle.*

L'évolution est très rapide puisque, dès le 2e jour de lessivage, une pigmentation rouille apparaît à la surface des fragments. Celle-ci s'est étendue progressivement mais n'était pas tout à fait généralisée à l'arrêt de l'essai (146 jours). On a pu noter, en effet, aux zones de contact entre fragments, des plages verdâtres très nettes et surtout une sorte de *dépôt blanc, irisé et à aspect écailleux* (fig. 5).

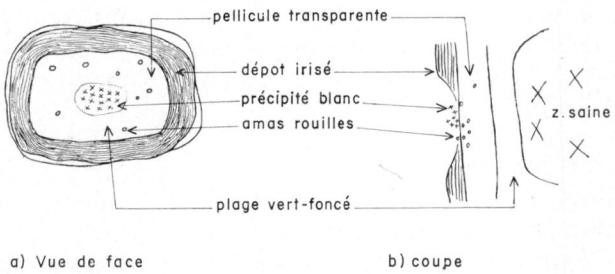


FIG. 5. — *Aspect schématique des fragments attaqués mettant en évidence le dépôt irisé*

— *La couche rouille,* très altérée, atteint dans cet essai une épaisseur de l'ordre de 2,5 mm et représente *grosso modo* 12 p. 100 du poids total de la roche située en zone atmosphérique. Minéralogiquement, on a pu y noter l'existence de gels ferriques et surtout d'hématite αFe_2O_3 qui est présente ici en plus forte quantité que dans les expériences antérieures. L'étude chimique, abordée comme précédemment, a conduit aux résultats suivants (tabl. 12).

L'examen de ce tableau permet de faire essentiellement deux remarques :

— Les teneurs en SiO_2 et MgO de la croûte d'altération sont nettement inférieures à celle de la serpentinite originelle. L'exportation de ces deux éléments au cours du lessivage acétique a donc été aisée ; toutefois, comme le rapport SiO_2/MgO augmente et passe de 0,68 (zone centrale) à 0,86 dans la couche rouille, ceci nous amène à penser que l'élimination de MgO a été dans ce cas beaucoup plus rapide que celle de SiO_2.

— La proportion de sesquioxydes augmente d'une façon frappante malgré les conditions acides de la solution initiale de lessivage. Mais il faut voir, dans ce dernier fait, une action de la forte teneur de la roche en MgO qui a tendance à neutraliser rapidement le milieu et à ramener ainsi le pH vers des valeurs oscillant autour de 4,5-5.

TABLEAU 12

Couches	Centrale	Intermédiaire	Superficielle	Formation irisée et écailleuse
SiO_2	44,48	40,98	37,32	70,3
R_2O_3	13,00	21,30	33,68	15,6
CaO	0,23	0,11	tr.	tr.
MgO	43,55	37,71	28,90	14,0
Total	101,26	100,10	99,90	99,90
SiO_2/R_2O_3	8,21	4,65	2,72	12,01
SiO_2/MgO	0,68	0,72	0,86	3,34

Quant *au dépôt irisé,* il est amorphe aux rayons X et constitué essentiellement de SiO_2 (tabl. 12). Il ne peut donc s'agir que d'une *formation néogénétique de silice libre,* qui s'est déposée au contact entre les fragments, c'est-à-dire là où, par suite de la tension superficielle, il existe en permanence un film d'eau.

Ainsi, les caractéristiques essentielles du reliquat d'altération apparaissent fort différentes de celles rencontrées dans les cortex de décomposition des expériences à l'eau pure et à l'eau carbonique.

b) *Étude de la phase migratrice.*

— Les éléments de la roche solubilisés au cours de l'altération acétique et évacués vers le ballon récepteur représentent, au total, un poids de 28,5 g pour un traitement de 5 mois à peine. Le taux de lessivage réel correspond ainsi à 10,2 p. 100 du poids du matériau mis en expérience. Si l'on exprime maintenant la solubilisation en mg/l, cela donne respectivement 48,7 pour tout le manchon et 17 ramené à 100 g de serpentinite. Elle est donc notable, bien que nettement moins élevée que dans le cas des roches aluminosilicatées (G. PEDRO, 1964) où l'élimination en milieu acide avait porté avant tout sur les sesquioxydes : Al (absent dans ce cas) et Fe (retenu ici en grande partie au sein du résiduel par suite de la neutralisation rapide du milieu). Il semble donc, qu'en présence d'une altération *acide* de nature identique et pour une période d'action de même durée, la quantité d'éléments exportés soit d'autant plus faible en valeur relative que la roche est plus riche en magnésium et moins riche en Al, c'est-à-dire qu'elle est plus ultrabasique. Toutes choses étant égales par ailleurs, l'horizon d'altération sera ainsi quantitativement moins lessivé sur roche hypermagnésienne que sur matériau aluminosilicaté. C'est probablement ce qui explique le plus faible degré d'évolution des roches ultrabasiques dans la nature en milieu « podzolisant » par rapport à celui caractérisant des matériaux plus acides de la série alumineuse (G. PEDRO et K. E. BITAR, 1966).

En définitive, cet essai met nettement en lumière, le rôle de « frein » ou d' « accélérateur » que peut jouer la roche suivant son type chimique pour une tendance évolutive donnée.

— Sur le plan de la géochimie des eaux d'altération (pH ballon = 6), les données analytiques moyennes obtenues au cours de l'expérience acétique sont rassemblées dans le tableau 13.

TABLEAU 13

Proportions (%)	SiO_2	R_2O_3	CaO	MgO	Total
P. 100	45,89	4,40	0,60	49,0	99,89
mg/l pour 100 de roche .	7,83	0,75	0,10	8,36	17,04
Paramètre moléculaire...	SiO_2/R_2O_3 = 24,7			SiO_2/MgO = 0,6	

On remarque aussitôt que le magnésium est représenté dans le lessivat avec un pourcentage *supérieur* à celui qui lui correspond dans la roche initiale, tandis que la silice apparaît avec une teneur légèrement *inférieure* à celle de la serpentinite de départ. En même temps, on peut noter que le rapport SiO_2/MgO (0,6) est plus faible que celui de la roche saine, ce qui confirme le résultat général exposé lors de l'étude des reliquats d'altération : au cours de ce type d'altération, la silice a donc été relativement moins exportée que le magnésium :

$$q(SiO_2) < q(MgO)$$

En conclusion, l'*introduction de l'acide acétique* (*pH = 3*) *a permis de modifier fondamentalement la tendance évolutive des phénomènes engendrés par voie expérimentale.* Si, en effet, comme dans les essais antérieurs à l'eau pure et à l'eau carbonique, la décomposition se traduit par un appauvrissement du milieu en SiO_2 sur le plan des valeurs absolues, elle conduit, par contre, à un *enrichissement relatif en silice* par rapport au deuxième élément prépondérant (Mg), enrichissement qui se manifeste par l'individualisation de *silice libre et amorphe* au niveau du cortex en voie d'altération. Ce résultat montre ainsi indubitablement, que, en présence d'un drainage intense et de type nettement acide, l'accumulation néogénétique de SiO_2 au sein d'un horizon éluvial peut se concevoir, même lorsque le processus se développe à partir de roches de nature hyperbasique.

4. *Altération à la température ambiante (20°C) en présence d'eau pure*

Dans ce dernier essai, le choix d'une température relativement basse couplée avec un drainage aussi élevé (4 l/jour), nous a obligé à abandonner le dispositif habituel utilisé dans les expériences précédentes (Soxhlet classique) et à le remplacer par un nouveau type d'appareil, basé sur le même principe cyclique, mais comportant un circuit de refroidissement suffisamment long pour que la température de l'eau de

condensation oscille *autour de 20°C* au moment où elle atteint le manchon extracteur ; celui-ci est ainsi placé latéralement par rapport au ballon de distillation. Le schéma et les caractéristiques de ce dispositif ont été indiqués en détail dans un mémoire antérieur auquel on voudra bien se reporter (G. PEDRO, 1964, p. 319-322).

***

L'évolution des fragments a été dans ce cas beaucoup moins spectaculaire ; elle aurait même été difficile à mettre en évidence, si l'on n'avait pas pu disposer de la phase migratrice. Or celle-ci a fait apparaître, dès la fin des premières semaines, des signes manifestes de décomposition : élévation du pH (8) dans le ballon et apparition d'un léger trouble qui conduit progressivement à l'individualisation d'un dépôt beige dans le fond et sur les parois du récepteur. Ainsi, lors de l'arrêt définitif, c'est-à-dire après 10 mois environ de lessivage, les matériaux avaient conservé la couleur originelle de la serpentinite saine sans montrer la moindre trace de pigmentation rouille et de ferruginisation. C'est la raison pour laquelle il a été impossible de récupérer, dans cet essai, un cortex superficiel vraiment significatif et de réaliser ainsi une étude précise sur les reliquats. Il a donc fallu se contenter de l'examen de la composition des eaux en provenance de l'altération pour pouvoir apprécier l'évolution géochimique mise en œuvre expérimentalement.

— Les éléments exportés en solution représentent au total un poids de 1,7 g, ce qui correspond à une intensité de l'élimination de 0,57 mg pour 100 g de roche. L'altération a donc été ici beaucoup plus lente que dans les essais précédents, mais sensiblement du même ordre de grandeur que celle obtenue au cours de recherches antérieures à partir d'un basalte (0,6 mg/l) (G. PEDRO, 1964).

— Le tableau 14 rassemble les données relatives à la composition chimique du lessivat moyen.

TABLEAU 14

Éléments	SiO_2	R_2O_3	CaO	MgO	Total
Proportions (%)	73,44	4,28	1,97	19,87	89,56
µg/l de lessivage pour toute la roche	420	24	11	113	568
Paramètres moléculaires .	$SiO_2/R_2O_3 = 37,2$		$SiO_2/MgO = 2,46$		

On constate, encore une fois, que si *tous* les éléments majeurs de la roche sont susceptibles d'être éliminés en solution, l'exportation est plus ou moins importante suivant la nature de chacun d'entre eux ; ici, c'est la silice par exemple qui est, de loin, la plus aisément éliminée.

La géochimie de l'altération se traduit donc par la relation :

$$q(R_2O_3) < q(MgO) < q(SiO_2)$$

de telle sorte que l'évolution engendrée à 20°C est *du même type* que celle développée en présence d'eau à 70° C (Essai A).

Par contre, elle n'a fait apparaître aucune individualisation résiduelle d'hydroxydes ferriques (ferruginisation), ce qui confirme entièrement les résultats obtenus à ce sujet lors de l'étude effectuée à partir de roches aluminosilicatées (basalte), (G. PEDRO, 1964).

Ainsi, l'abaissement de la température, s'il peut intervenir largement dans le mode de réorganisation des éléments au sein des néogenèses éluviales, ne modifie, par contre, ni leur distribution générale au cours de l'altération, ni la tendance géochimique de l'évolution expérimentale.

III. — SYNTHÈSE DES DONNÉES EXPÉRIMENTALES ET ESSAI D'INTERPRÉTATION

A. — INTENSITÉ DE L'ALTÉRATION

Le terme « intensité de l'altération » désigne la fraction de la serpentinite de départ qui a été totalement décomposée au cours des expériences. C'est là un indice en général difficile à atteindre, à moins de pouvoir utiliser le raisonnement isovolumétrique et de le coupler avec les données chimiques et minéralogiques relatives à la roche altérée (cf. M. BONIFAS, 1959; G. PEDRO, 1964). On sait en effet que la fraction de matériau décomposé est constituée de deux phases : celle qui s'accumule et évolue sur place (Reliquat d'altération) et celle qui est éliminée avec les eaux de drainage (Lessivat).

TABLEAU 15

Essais		A Eau 70°	B Eau CO_2	C Eau acétique	D Eau 20°
Élimination globale (%)		0,84	8,53	10,16	0,67
Élimination moyenne mg/l p. 100 g de roche)	mg/l	0,90	11,10	17,00	0,57
	Rapport	1,6	19,5	29,7	1

Or, dans les divers essais, il n'a jamais été possible de séparer une croûte d'altération suffisamment épaisse et cohérente pour mesurer la densité apparente et appliquer la méthode isovolumétrique. Aussi, la seule chose que nous connaissions ici avec précision, sur le plan quantitatif, résulte des données relatives au lessivat. C'est ainsi que l'on dispose, pour chacune des expériences, de la quantité globale d'éléments qui a été éliminée en solution au cours de l'attaque expérimentale. On procèdera donc, dans une première étape, à la comparaison des différents essais du point de vue de l'intensité de l'altération en se basant sur la seule phase migratrice.

Les résultats obtenus, correspondant au pourcentage de la quantité initiale de roche (calculé après déshydratation) évacué avec les eaux de lessivage à la fin

des expériences, sont rassemblés dans le tableau 15. Toutefois, afin que la comparaison soit réellement valable, il s'avère plus rigoureux de ramener ces résultats à un même poids de roche initiale (100 g par exemple) et à l'unité de volume de lessivage (litre) ; d'où les valeurs obtenues en considérant l'élimination moyenne dans chaque essai (tabl. 15).

On constate ainsi que l'évacuation, et par voie de conséquence l'intensité de la décomposition, a été très variable d'un essai à l'autre et qu'elle peut passer de 1 (pour l'expérience avec de l'eau à 20°C) à 30 dans le cas de l'altération acétique.

Si l'on groupe maintenant les divers essais qui comportent deux facteurs identiques dans l'altération, on est amené à faire les remarques ci-après :

1° *A drainage égal et pour une température similaire* (*70°C*), la quantité d'éléments exportés passe de 1 dans le cas de l'eau pure à 13,5 en présence de CO_2 et même à 20 pour l'essai acétique. C'est là un large intervalle d'agressivité qui met clairement en évidence le rôle primordial de la nature du vecteur chimique et de sa concentration (pH) au cours de la décomposition ; *le gaz carbonique notamment joue un grand rôle dans la solubilisation des roches magnésiennes* et ne souffre pas ici, comme dans le cas des essais effectués à partir de matériaux aluminosilicatés, de la comparaison avec l'acide acétique ; les raisons en ont été exposées ci-dessus (cf. p. 624).

TABLEAU 16

Essais	A	B	C
Roche « friable » (% roche initiale)	0,3	5,5	12
Rapport	1	18	40

Ce résultat général est d'ailleurs confirmé par les estimations relatives à la fraction de roche « friable » (ce qui ne veut pas dire entièrement décomposée) qui a été récupérée dans chacun des essais A, B et C (tabl. 16).

2° *A drainage égal et en présence du même agent d'altération* (Eau pure — essais A et D), la température fait passer l'intensité de l'élimination de 1 (20°C) à 1,5 (70°C). Le facteur thermique semble jouer ainsi un rôle assez faible dans l'intensification de l'exportation ; or ceci prouve simplement que le *phénomène n'est pas monotone en température* et que nous ne pouvons donc pas nous référer, dans ce cas, aux données classiques de la loi d'Arrhénius.

B. — Dynamique des phénomènes d'altération

Le caractère cyclique de la méthode expérimentale retenue permet, comme nous l'avons vu, d'envisager la détermination des processus engendrés au laboratoire, soit par l'intermédiaire de l'étude des matériaux en voie de décomposition (Reliquat), soit en considérant les eaux de lessivage (Lessivat). C'est donc à ces deux niveaux que se feront les comparaisons.

1. *Étude chimique et minéralogique des reliquats*

Cette étude n'affecte directement que les essais A, B et C, puisqu'en D le reliquat n'était pas suffisamment individualisé à la fin du travail pour être séparé et examiné.

a) *Comparaison des analyses pondérales.*

Ne pouvant utiliser la méthode isovolumétrique, nous avons essayé toutefois de comparer les processus d'altération en nous référant au raisonnement à poids constant. On sait que ce procédé n'est pas rigoureux sur le plan quantitatif ; il reste toutefois valable lorsqu'on considère uniquement le point de vue qualitatif.

Si l'on se cantonne alors aux seuls cortex d'altération « superficiels », c'est-à-dire aux zones les plus décomposées, et que l'on rapporte les analyses effectuées sur les produits déshydratés à celles relatives à chaque zone centrale saine (elle-même déshydratée), on obtient les résultats consignés dans le tableau 17.

TABLEAU 17

Types d'essais		A Eau pure	B Eau CO_2	C Eau acétique
Rapport des teneurs du cortex superficiel à celles de la zone centrale (en %)	SiO_2	85	80	84
	R_2O_3	177	224	259
	MgO	90	83	66

On constate ainsi que, *dans les trois essais*, l'altération engendrée se traduit globalement en valeur absolue :

— par un appauvrissement en SiO_2 et MgO ;
— par un enrichissement en R_2O_3.

Cependant, pour caractériser le type de processus de décomposition mis en jeu, il est nécessaire d'étudier en outre le comportement dynamique des différents éléments ou groupes d'éléments *les uns par rapport aux autres*. On est alors amené à évaluer les paramètres géochimiques classiques.

b) *Utilisation des paramètres géochimiques.*

On considérera les rapports moléculaires SiO_2/MgO et SiO_2/R_2O_3 des divers cortex et des zones centrales saines. L'examen du tableau 18 montre qu'au cours de l'évolution :

— le rapport SiO_2/R_2O_3 *diminue dans les trois types d'expériences*, ce que pouvait laisser prévoir l'étude par le raisonnement pondéral ;
— le paramètre SiO_2/MgO diminue dans les essais à l'eau pure et à l'eau carbonique, mais il *augmente*, par contre, en présence d'acide acétique.

Or ceci signifie que :

— la silice est toujours plus aisément éliminée du milieu en voie d'altération que les sesquioxydes R_2O_3.

— la silice est plus rapidement exportée que la magnésie dans les expériences (A) et (B), mais sa vitesse d'extraction est moins grande que celle de MgO en milieu nettement acide (type C).

Géochimiquement, l'altération se traduit sur le plan de la *vitesse* relative de mise en solution par les inégalités suivantes :

A — B	C
$q(R_2O_3) < q(MgO) < q(SiO_2)$	$q(R_2O_3) < q(SiO_2) < (MgO)$

TABLEAU 18

Paramètres géochimiques	Eau 70° (A)			Eau CO_2 (B)			Eau acétique (C)		
	Cortex	Zone centrale	Rapport Cortex / Z. cent.	Cortex	Zone centrale	Rapport Cortex / Z. cent.	Cortex	Zone centrale	Rapport Cortex / Z. cent.
SiO_2/MgO	0,64	0,68	0,95	0,65	0,67	0,97	0,86	0,68	1,26
SiO_2/R_2O_3	4,42	8,25	0,53	3,12	8,70	0,36	2,72	8,20	0,33

Il semble donc bien s'être développé expérimentalement *deux* processus de décomposition de types *différents*, qui doivent logiquement aboutir à des reliquats de constitutions chimiques et minéralogiques distinctes.

c) *Constitution chimique et minéralogique des croûtes d'altération.*

Chaque cortex d'altération est constitué par deux fractions : l'une qui est représentée par les minéraux primitifs et l'autre qui correspond aux éléments accumulés sur place au cours de l'évolution. Mais il n'est pas toujours facile de connaître la valeur de chacune de ces fractions. On peut toutefois évaluer la première avec une assez bonne approximation si on la suppose constituée exclusivement de minéraux frais ; il suffit de choisir un élément de référence (qui doit être obligatoirement celui qui a été *le plus exporté* pendant la décomposition) et de calculer alors la teneur de tous les autres éléments *en utilisant les mêmes proportions que celles qui existent initialement dans la roche saine.* On a retenu ainsi comme élément de base, pour les calculs, la silice dans les essais A et B et la magnésie dans l'expérience C. Les résul-

tats obtenus par ce procédé sont rassemblés dans le tableau 19 qui conduit au schéma indiqué dans la figure 6.

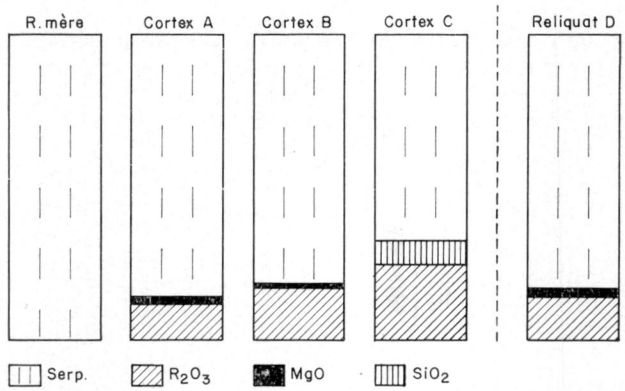


FIG. 6. — *Constitution des cortex d'altération de la zone supérieure pour les différents essais*

Note : Il n'a pas été possible d'appliquer directement cette méthode à l'essai D où le cortex superficiel n'était pas suffisamment individualisé. Mais en utilisant les données relatives aux eaux de drainage, et par comparaison avec les autres expériences, on est arrivé toutefois à déterminer la constitution la plus probable du reliquat.

***

On est ainsi conduit à envisager :

— une nette accumulation de R_2O_3 dans *tous* les essais, même en présence d'acide acétique ;

— une certaine accumulation en MgO dans les expériences à l'eau pure et à l'eau carbonique (A, B, D) ;

— une accumulation notable en SiO_2 dans le cas de l'attaque acétique (C).

Ceci confirme l'existence des deux types de processus.

Comment de telles accumulations se sont-elles traduites sur le plan minéralogique, c'est-à-dire ont-elles conduit à l'apparition de minéraux de néogenèse ? Les données relatives à cette question sont indiquées brièvement dans le tableau 20.

— L'accumulation géochimique des sesquioxydes se manifeste dans trois cas (A, B, C) par une individualisation nette d'oxydes (Hématite) ou de gels d'hydrates ferriques (Stilpnosidérite). Elle ne correspond par contre à aucune *ferruginisation* en D.

— L'accumulation de MgO en A, B et D ne fait apparaître aucun constituant magnésien de néogenèse, sauf en B où la présence d'une atmosphère carbonique a conduit à l'individualisation d'une petite quantité (1) de carbonate (Dolomite-Calcite magnésienne).

— L'accumulation de SiO_2 en C est particulièrement nette : elle ne se traduit pas par une néoformation de minéraux argileux magnésiens *plus riches en* SiO_2 que les antigorites (exemples : Talc-Saponites-Sépiolite..), mais, du fait des conditions nettement acides, par l'individualisation directe de SiO_2 libre et amorphe qui s'est déposée sous forme de lamelles blanchâtres et irisées au niveau du reliquat.

(1) Elle est néanmoins inférieure à celle qu'on aurait pu prévoir d'après les données géochimiques.

2. *Géochimie des eaux de drainage*
(Lessivats d'altération)

La composition des lessivats moyens dans le cas des expériences A, B, C et D est récapitulée dans le tableau 21.

TABLEAU 19

Résidus (%)	Roche mère	Cortex A	Cortex B	Cortex C	Reliquat calculé D
Serpentinite saine	100,0	86,0	81,1	67,2	83,5
R_2O_3	—	11,8	17,6	25,0	14,0
MgO	—	1,9	1,1	—	2,2
SiO_2	—	—	—	7,8	—
Total	100,0	99,7	99,8	100,0	99,7

TABLEAU 20

Individualisation des éléments accumulés	Eau 20° (D)	Eau 70° (A)	Eau CO_2 (B)	Eau acétique (C)
R_2O_3	Aucune individualisation de minéraux secondaires ou de constitutants amorphes	*Stilpnosidérite* (R_2O_3, nH_2O) Hématite (Fe_2O_3)	*Stilpnosidérite* (Hématite)	*Stilpnosidérite Hématite*
MgO		(aucune néogenèse mise en évidence)	Dolomite et calcite magnésienne	—
SiO_2		—	—	SiO_2 libre et amorphe (Lamelle irisée)

TABLEAU 21

Éléments	Essai eau 20° (D)	Essai eau 70° (A)	Essai eau CO_2 (B)	Essai eau acétique (C)
SiO_2	73,44	69,43	59,60	45,89
R_2O_3	4,28	5,11	3,32	4,40
CaO	1,97	1,92	0,64	0,60
MgO	19,87	23,35	35,31	49,00
Total	99,56	99,81	98,87	99,89

L'examen de ces données montre immédiatement que la *somme* des deux éléments SiO_2 et MgO varie très peu lorsqu'on passe d'un essai à un autre, mais que, par contre, l'élimination relative est fort différente. Sur le plan global, tout se passe comme s'il y avait exclusivement *compétition* entre SiO_2 et MgO suivant les conditions expérimentales. Il s'agit alors d'examiner le comportement dynamique de l'un par rapport à l'autre en utilisant le paramètre géochimique SiO_2/MgO et en le comparant à la valeur qui caractérise au départ la roche saine (tabl. 22).

TABLEAU 22

Paramètres	Eau 20°C (D)	Eau 70°C (A)	Eau CO_2 (B)	Eau acétique (C)
SiO_2/MgO (Lessivat)	2,46	1,98	1,12	0,62
$N = \frac{SiO_2/MgO\ (Lessivat)}{SiO_2/MgO\ (Roche)}$	3,50	2,85	1,60	0,90
SiO_2/R_2O_3 (Lessivat)	37,20	29,52	38,95	24,67
$M = \frac{SiO_2/R_2O_3\ (Lessivat)}{SiO_2/R_2O_3\ (Roche)}$	3,9	3,1	4,1	2,5

On constate ainsi que :

— $M > 1$ dans tous les cas, montrant que l'altération se traduit toujours par une désilicification de la roche.

Par contre :

— $N > 1$ pour les expériences A, B et D ;

— $N < 1$ dans le cas de l'essai acétique (C) ;

Ce qui veut dire que la silice a été évacuée plus rapidement que la magnésie dans tous les essais, sauf lorsqu'on a fait intervenir l'acide acétique. On retrouve ainsi les résultats qui avaient été obtenus lors de l'étude des croûtes d'altération.

D'un autre côté, il aurait été intéressant de connaître le comportement de ces deux éléments en *valeur absolue* dans chaque essai. Mais, un tel calcul nécessite la présence d'un ion qui, n'étant pas mobilisé dans les conditions de l'altération, puisse servir de référence. Or, tel n'est pas le cas dans l'évolution réalisée ici. Toutefois, comme nous avons vu que les sesquioxydes avaient un comportement similaire (évacuation faible et du même ordre de grandeur) dans les essais A, B et C, il est possible d'établir les vitesses d'élimination moléculaire de SiO_2 et MgO en se rapportant à une quantité donnée de R_2O_3 qu'on pose, par définition, comme étant égale à l'unité. On obtient, dans ces conditions, les valeurs indiquées dans le tableau 23.

En présence d'un drainage intense et à une température de 70°C, l'élimination de SiO_2 est favorisée par l'introduction de CO_2 ($\times$ 1,3) et freinée sous l'action de l'acide acétique ($\times$ 0,8). Par contre, l'exportation de MgO est amplifiée dans les 2 cas : CO_2 ($\times$ 2,3) ; Acide acétique ($\times$ 2,7).

Si l'on fait la synthèse de ces 2 groupes de données, on constate, finalement, que pour les roches ultrabasiques (série magnésienne), la désilicification relative

du milieu est la plus élevée en présence d'eau pure et la moins nette dans l'expérience acétique. Quant à la décomposition sous l'action d'une eau carbonique, en pratique, elle correspond sensiblement à une véritable dissolution.

TABLEAU 23

Élimination moléculaire	Eau pure 70° (A)	Eau carbonique 70° (B)	Eau acétique 70° (C)
R_2O_3	1	1	1
SiO_2.....	29,5	39,0	24,7
MgO	14,9	35,0	40,0

C. — Essai d'interprétation pédogénétique

1. Si l'on part d'une serpentine (antigorite) $Si_2O_5\ Mg_3\ (OH)_4$ (phyllite 1/1 trioctaédrique avec un rapport $\frac{SiO_2}{MgO} = \frac{2}{3}$), on peut concevoir sur le plan théorique deux modes d'évolution opposés :

— Dans le premier, *le magnésium est exporté plus rapidement que la silice* :

$$q(SiO_2) < q(MgO)$$

Le milieu s'enrichit ainsi en SiO_2 relativement au magnésium et il est possible d'imaginer, d'un point de vue cristallochimique, la genèse de silicates phylliteux magnésiens à teneur en SiO_2 de plus en plus grande : talc $\left(\frac{SiO_2}{MgO} = \frac{4}{3}\right)$; stévensite, sépiolite $\left(\frac{SiO_2}{MgO} = \frac{3}{2}\right)$ et même à la limite, si toutes les couches octaédriques sont solubilisées, l'individualisation d'un résidu purement siliceux.

— Dans le deuxième, *le magnésium est éliminé moins rapidement que la silice* :

$$q(SiO_2) > q(MgO)$$

C'est alors en magnésium que le milieu s'enrichit. *Mais il n'existe pas de silicates phylliteux magnésiens plus pauvres en SiO_2 que la serpentine.* Dans ces conditions, l'évolution cristallochimique doit logiquement aboutir à l'édification de composés magnésiens *non silicatés* qui pourraient être suivant les conditions physicochimiques du milieu, soit des carbonates simples ou basiques : hydromagnésite 3 $MgCO_3$, $Mg(OH)_2$, 3 H_2O ; giobertite $MgCO_3$; dolomite $(Ca, Mg)(CO_3)_2$... soit des oxydes et hydroxydes simples, comme le périclase MgO, la brucite $Mg(OH)_2$ ou même doubles, comme des spinelles : magnésioferrite $MgFe_2O_4$, magnésiochromite $MgCr_2O_4$...

***

En définitive, dans l'évolution théorique des silicates magnésiens, il existe bien 2 grands processus géochimiques. Mais, ces *deux* tendances recouvrent, en fait, *quatre* types de néogenèse minéralogique (tabl. 24).

TABLEAU 24

Processus géochimique	(I)	(II)		
	$q(SiO_2) > q(MgO)$	$q(SiO_2) < q(MgO)$		
	(1)	(2)	(3)	(4)
Néogenèse minéralogique	Édifices magnésiens *non* silicatés Hydroxydes simples ou doubles Carbonates simples ou basiques	Phyllite 1/1 Serpentine (Antigorite)	Phyllite 2/1 Talc-Stévensite (Sépiolite)	Silice libre
		Serpentinisation	Stéatisation	

2. Or, les recherches expérimentales réalisées en présence de conditions de drainage *élevées*, ont permis de vérifier sur le plan géochimique l'existence de ces deux processus.

— Le premier a été engendré dans l'essai à l'acide acétique, c'est-à-dire en présence *d'un réactif nettement acide*. Comme on l'a vu précédemment, il a abouti *directement* à l'individualisation de silice libre. La néoformation d'argiles magnésiennes plus riches en SiO_2 que la serpentine ne s'est pas développée ici par suite de l'existence d'un pH trop acide et ceci est en accord avec les données classiques des synthèses de laboratoire (S. HÉNIN et S. CAILLÈRE, 1963, B. SIFFERT; 1963). Sur le plan minéralogique, *une* seule des 3 possibilités a donc été ici reproduite expérimentalement.

— Le deuxième type géochimique a été incontestablement mis en évidence dans tous les autres essais, c'est-à-dire en présence de conditions moins acides : action de l'eau pure (20°-70°C) ou de l'eau carbonique (70°C). Il ne s'est pas traduit cependant par une individualisation marquée de minéraux magnésiens non silicatés, mise à part l'apparition d'un peu de dolomite dans l'essai sous atmosphère de CO_2. L'hydromagnésite, par exemple, qui est le carbonate le plus fréquemment rencontré dans les veines des massifs de serpentinites, ne s'est pas formée ici. D'autre part, au contact de l'eau pure, des hydrates de Mg telle la brucite $Mg(OH)_2$ ne se sont pas, non plus, développés sous forme cristalline [1].

[1] La brucite n'a été signalée qu'une seule fois, à côté de l'antigorite, au sein d'une dunite altérée de l'Annam (S. CAILLÈRE, 1936). D'une façon générale cet hydroxyde ne se rencontre à la surface du globe que dans les cipolins (A. LACROIX, 1893).

Qu'a donc pu devenir le magnésium accumulé en petite quantité au sein des cortex d'altération ? C'est là une question difficile à résoudre à partir d'expériences globales de ce genre ; mais, du fait de l'individualisation massive des éléments en R_2O_3 sous forme d'oxydes et d'hydrates métalliques (Hématite — Stilpnosidérite), on peut concevoir l'édification de sortes d'hydroxydes doubles à base de Fe et Mg ou de Al et Mg. On sait, en effet, que S. CAILLÈRE et S. HÉNIN (1948), S. CAILLÈRE et *al.* (1953), MM. MORTLAND et M. C. GASTUCHE (1962) ont préparé, par synthèse, des hydroxydes mixtes d'aluminium et de magnésium dont la structure en feuillets est du type de celle déterminée par M. J. LONGUET-ESCARD (1948) pour les hydroxydes doubles de nickel et d'aluminium et caractérisée par une équidistance (001) voisine de 7 Å. Il est donc possible que de tels composés se soient formés au sein des matériaux en voie d'évolution sans qu'on puisse toutefois le démontrer, étant donné que leur réflexion principale se confond avec celle de la serpentine contenue dans la roche saine.

***

De cette rapide synthèse, il ressort finalement que :

— sur le plan *géochimique*, les 2 tendances évolutives théoriques (I) et (II) ont été reproduites expérimentalement ;

— mais, du point de vue *minéralogique*, deux seulement [(1) et (4)] sur les quatre possibilités offertes ont été réalisées au cours des essais (tabl. 24).

TABLEAU 25

Processus d'altération		Caractéristiques climatiques → Augmentation du drainage	
		$q(SiO_2) < q$(Bases)	$q(SiO_2) \geq$ (Bases)
Caractéristiques physico-chimiques	Conditions hydrolytiques $q(SiO_2) > q(Al_2O_3)$ (désilicification)	SIALLITISATION (Silicates argileux)	ALLITISATION (Hydroxydes d'aluminium)
	Conditions acides $q(SiO_2) < q(Al_2O_3)$ (enrichissement relatif en SiO_2)	PODZOLISATION (Silice libre)	—

Il reste maintenant à situer ces divers processus par rapport aux phénomènes mis en jeu dans les conditions normales du milieu naturel.

3. Le cadre, qui nous servira de référence, est celui qui a trait à l'évolution des roches aluminosilicatées, tel qu'il résulte de travaux antérieurs (G. PEDRO, 1964, 1966). Le tableau 25 à double entrée rassemble à ce sujet les données relatives aux diverses conditions de l'altération et aux principaux processus engendrés.

On constate ainsi que :

— en milieu acide, un seul processus peut être mis en œuvre, quelles que soient

les conditions de drainage : c'est la Podzolisation, caractérisée par une élimination de SiO_2 plus faible en valeur relative que celle du cation structural octaédrique (Al)

$$q(SiO_2) < q(Al_2O_3) < q(\text{Bases})$$

Il y a donc enrichissement relatif en SiO_2, ce qui impose, dans ce cas, une individualisation de silice *libre*.

— en milieu hydrolytique, la tendance géochimique est toujours la même, avec enrichissement relatif en alumine : $q(SiO_2) > q(Al_2O_3)$. Mais, cette évolution peut se manifester sur le plan minéralogique par plusieurs types néogénétiques. C'est alors l'intensité du drainage (1), qui commande la vitesse de l'exportation de SiO_2 par rapport aux cations basiques (Na, K, Ca, Mg) :

— $q(SiO_2) < q(\text{Bases})$ = Siallitisation (silicates argileux 1/1 — 2/1)

— $q(SiO_2) \geqslant q(\text{Bases})$ = Allitisation (hydroxydes d'aluminium)

***

Or, dans le cas des roches magnésiennes, la difficulté essentielle de l'analyse provient du fait que *le cation structural prépondérant (Mg) est aussi un cation basique* à lessivage aisé. De ce fait, la vitesse de l'élimination de la silice par rapport à MgO et, par voie de conséquence, les processus qui en découlent, dépendent *à la fois* des caractéristiques physicochimiques (Mg assimilé à Al) et des conditions de drainage (Mg considéré comme cation basique).

TABLEAU 26

Processus d'altération	Conditions hydrolytiques	Conditions acides
$q(SiO_2) \geqslant q(\text{Bases})$ (MgO) (désilicification)	LATERITISATION FERRUGINISATION (drainage élevé)	—
$q(SiO_2) < q(\text{Bases})$ (MgO) (enrichissement relatif en SiO_2)	SIMATISATION (faible drainage)	PODZOLISATION

C'est pourquoi, l'enrichissement relatif en SiO_2 par rapport au cation structural Mg $[q(SiO_2) < q(MgO)]$ peut correspondre ici non seulement à la « Podzolisation » si l'on se trouve en milieu acide, mais aussi à la formation des argiles magnésiennes (Simatisation), lorsque le drainage est faible en milieu hydrolytique.

A l'opposé, l'inégalité $q(SiO_2) \geqslant q(MgO)$ n'aboutit, dans cette série pétrographique, qu'à l'individualisation de magnésium « libre » sous forme de composés *non silicatés* (c'est alors une sorte de Latéritisation) et n'est réalisable qu'en présence d'un drainage *intense* par des solutions neutres ou peu acidifiées. (tabl. 26).

(1) L'expérience a montré que le facteur thermique n'agissait pas à ce sujet, puisque l'évolution géochimique a été du même type (SiO_2 > Bases) pour un drainage élevé entre 20°C et 70°C (G. PEDRO, 1964).

***

Si l'on se reporte maintenant aux résultats expérimentaux, on est conduit aux remarques suivantes :

— En présence d'eau pure ou d'eau carbonique et dans des conditions de drainage élevées, l'altération peut aboutir à une désilicification totale du milieu comme dans le cas des latérites formées à partir des roches de la série alumineuse. Or, c'est

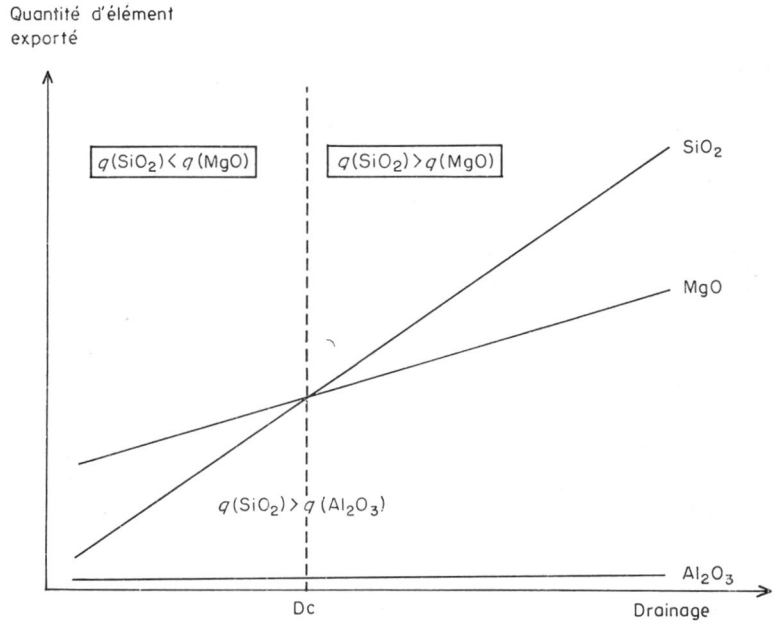


FIG. 7. — *Représentation « schématique » de l'élimination de SiO_2, MgO et Al_2O_3 sous l'action de l'eau et en fonction de la valeur du drainage.*

là un résultat tout à fait logique, puisque dans les mêmes conditions et en partant d'aluminosilicates, nous avions toujours obtenu une relation du type : $q(SiO_2) > q(\text{Bases})$ (G. PEDRO, 1964).

Le processus engendré correspond donc à une Latéritisation avec accumulation relative de MgO et individualisation de sortes d'hydroxydes doubles de Mg-Fe et Mg-Al. Dans la nature, un tel processus est difficile à saisir ; en effet, après la désilicification totale du milieu, l'élimination du magnésium appartenant aux composés non silicatés de néogenèse peut se poursuivre rapidement, jusqu'au moment où il ne reste plus dans les horizons éluviaux que des sesquioxydes, et en particulier des oxydes ou oxyhydroxydes de fer (Hématite-Goethite). En dernière analyse, le processus se manifeste essentiellement à la surface du Globe comme une « ferruginisation ».

L'étude expérimentale a ainsi montré que l'évolution latéritisante des roches ultrabasiques exigeait, soit une dissolution pure et simple des silicates magnésiens [$q(SiO_2) = q(\text{MgO})$], soit un enrichissement *momentané* en magnésium au cours de phases transitoires.

— En présence d'eau pure et d'eau carbonique, la relation $q(SiO_2) < q(MgO)$ *n'a pas été obtenue au laboratoire* car il aurait fallu pour cela réaliser des essais en conditions de *faible* drainage (fig. 7). C'est celle qui se produit comme nous l'avons vu (cf. p. 616) dans les conditions normales du milieu naturel (pluviométrie annuelle de l'ordre de 1 000 mm) avec individualisation d'argiles magnésiennes 2/1 de nature *éluviale*.

Par contre, elle a été vérifiée dès que l'on s'est placé en milieu acide, même en conditions de drainage élevé, et a abouti à l'accumulation de silice *libre* au sein du résiduel. Il s'agit alors d'un processus analogue à la Podzolisation.

***

Ainsi, en dehors de la néogenèse éluviale d'argiles magnésiennes qui, sur roches ultrabasiques, constitue le phénomène le plus caractéristique à la surface du globe, l'étude expérimentale a permis de compléter nos données concernant les deux autres processus qui peuvent se manifester à partir de cette série pétrographique et qui sont d'ailleurs peu connus :

— d'une part, en effet, elle a conduit à envisager le problème de la cinétique des phénomènes de « latéritisation-ferruginisation » sur roches ferromagnésiennes en conditions tropicales.

— d'autre part, elle a montré que, même sur roches hyperbasiques, la « podzolisation » était susceptible de se développer aisément avec individualisation de *silice libre de néogenèse* au sein de l'horizon éluvial, mais en association avec des hydrates de sesquioxydes. Au demeurant, et étant donné l'évolution géochimique qui caractérise habituellement ce type de roche en conditions normales [$q(SiO_2) < q(MgO)$— cf. ci-dessus], il apparaît fort probable que, dans le milieu naturel, la « podzolisation » observée résulte très souvent d'un processus *indirect* et qu'elle corresponde en fait à une véritable « *solodisation* ».

D. — Brève étude des néogenèses engendrées dans les ballons d'accumulation

C'est là un aspect complémentaire de la première partie de ce travail. En effet, nous avons vu que l'un des avantages du système expérimental adopté (fig. 3) était de provoquer les phénomènes d'altération par des solutions fraîches et continuellement renouvelées, tout en n'étant pas embarrassé par un trop grand volume d'eaux de drainage puisque celles-ci se concentrent en permanence au sein du ballon récepteur. De ce fait, les éléments extraits des roches au cours de la décomposition et lessivés avec les eaux de drainage s'accumulent progressivement et peuvent réagir éventuellement les uns avec les autres pour aboutir à des précipitations ou même à des néogenèses cristallines. Il est d'ailleurs bon de noter que le milieu obtenu à l'aide de ce dispositif se rapproche beaucoup de celui réalisé au laboratoire par S. Caillère et S. Hénin (1953-1963) en vue de la synthèse des phyllites. C'est pourquoi, on pouvait se demander si l'utilisation de solutions en provenance d'une altération aboutirait à des résultats aussi positifs que ceux obtenus à partir de solutions artificielles.

Les recherches antérieures, effectuées à partir de roches de la séquence alumineuse, ont montré en effet que les solutions d'altération étaient dans l'ensemble beaucoup trop riches en SiO_2 par rapport aux cations structuraux susceptibles d'être exportés (Fe^{II}, Mg), pour qu'il se forme spontanément des édifices silicatés et, en particulier, des phyllites. Il avait donc été nécessaire, pour engendrer des argiles, d'inverser le rapport SiO_2/cations du ballon, soit en ajoutant du magnésium par exemple, soit en modifiant les conditions de la décomposition afin de favoriser le départ des cations structuraux de la roche au détriment de la silice (G. PÉDRO, 1960-1961). Ici, nous nous trouvons en présence de matériaux ultrabasiques, c'est-à-dire très riches en magnésium, de telle sorte que le problème ne se présente pas tout à fait de la même façon même lorsque l'on utilise des conditions expérimentales similaires.

TABLEAU 27

Talc (1) (Å)		Produit de néogenèse (Ballon d'accumulation CO_2) (Å)	
9,30	001	halo vers 15	mF
4,65	002	5,02	
4,57	020	4,548	TF
3,10	003	3,08-3,12	
2,60	200	2,625	F
2,48	132	2,467-2,49 (f)	bande
2,20	134		
2,10	222		
1,92	136		
1,86			
1,72		1,729	mF
1,67	138	1,685	mF
1,56			
1,52	060	1,523-1,53	TF

(1) D'après G. BROWN, 1961.

***

Nous allons examiner maintenant la question des néogenèses phylliteuses au sein des ballons d'accumulation pour les essais A, B et D ; on est obligé, en effet, d'éliminer dès le départ le cas de l'expérience C où la concentration des éléments lessivés ne se réalise pas en eau pure, mais au sein d'un milieu fortement acétique.

1. *Dans l'expérience A (Altération à l'eau pure à 70°C)*, le liquide du ballon d'accumulation, qui reste toujours limpide pendant une huitaine de jours après le début de chaque série d'essai, devient progressivement trouble en même temps qu'il se dépose un produit beige (pH du milieu = 8,5). En diffraction X, on constate la présence d'un certain nombre de raies bien marquées, légèrement dissymétriques correspondant aux réflexions (hko) d'une *argile à feuillet 2/1* : 4.55 Å (110, 020) — 2,63 Å (130, 200) et 1,53 A (060, 330). Mais la série (001) est moins nette; à peine décèle-t-on une sorte de halo diffus autour de 10-14 Å. Tout porte donc à penser qu'on a

affaire ici à un édifice cristallisé de nature essentiellement *bi*dimensionnelle. La position de la raie (060) à 1,53 Å indique, d'un autre côté, le caractère *tri*octaédrique des feuillets ; ceux-ci appartiennent ainsi au type *talc-stévensite* puisque le contenu est essentiellement silico-magnésien (pH = 8,5). La composition du milieu de genèse peut être définie par la valeur du rapport SiO_2/MgO moyen, qui est de l'ordre de 1,75 dans cette expérience.

2. *Dans l'expérience B* (*Altération à l'eau carbonique*), il apparaît rapidement, au sein du ballon d'accumulation, un trouble blanchâtre évoluant progressivement vers un précipité qui se dépose petit à petit dans le fond et sur les parois en verre du récepteur (pH du milieu 8). La diffraction des rayons X effectuée sur les dépôts ainsi obtenus conduit dans tous les cas à un spectre de bonne facture dont les réflexions principales sont indiquées dans le tableau 27.

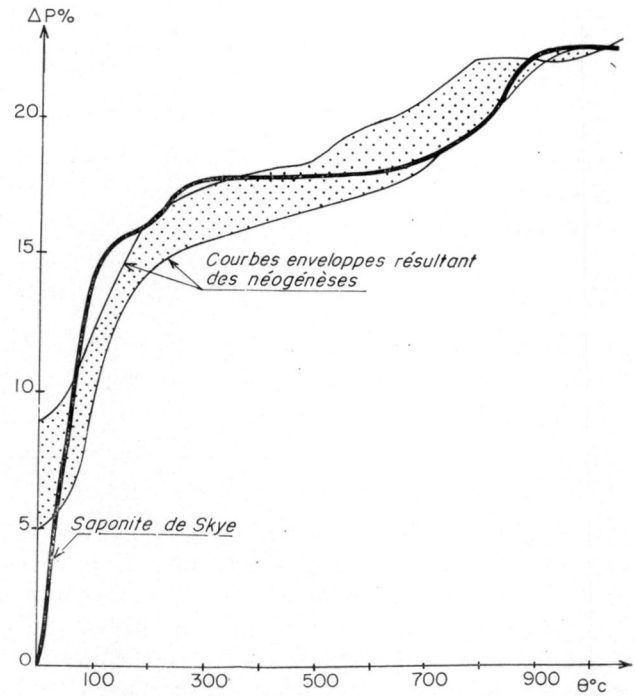


FIG. 8. — *Courbes thermogravimétriques des produits phylliteux néoformés dans le ballon d'accumulation (Essai B — CO_2)*

Il s'agit là encore d'une phyllite *2/1* (fermeture à 10 Å de (001) lors du chauffage à 400°C) de type *tri*octaédrique [(060) à 1,52-1,53 Å] présentant également les raies caractéristiques d'une argile 2/1 magnésienne comme le talc par exemple (cf. tabl. 27). Mais la position de (001), en particulier, permet d'envisager l'existence d'un réseau expansible (Smectite), qui pourra être alors, suivant la nature des substitutions, soit une *stévensite*, soit une *saponite*. Cette détermination est d'ailleurs confirmée par la courbe d'analyse thermique différentielle qui montre une suite de crochets *endo-exo* de 750° à 800°C (Talc 950°-1 000°) et par la courbe thermogravimétrique (fig. 8), présentant une perte en eau de constitution qui s'étale plus ou moins de 600°

à 800° ; il n'est pas tenu compte ici de la quantité d'eau adsorbée qui a pu être très variable d'un échantillon à l'autre. Enfin, la capacité d'échange a été mesurée et oscille autour de 73 méq./100 g.

Sur le plan chimique, le lessivat global moyen qui détermine le milieu de genèse est caractérisé par un rapport SiO_2/MgO de l'ordre de 1,30. Quant au dépôt, séparé de la solution par décantation et lavage par centrifugation, il a été agité en présence de chlorure d'ammonium (pH = 7), puis d'eau alcoolique et enfin calciné. Sa composition chimique est la suivante (tabl. 28).

TABLEAU 28

SiO_2	Al_2O_3	Fe_2O_3	MgO	CaO	Total	$\frac{SiO_2}{MgO}$
63,14	1,05	0,84	34,41	0,56	100	1,22

On peut l'interpréter sur le plan cristallochimique en envisageant un édifice 2/1 silicomagnésien de type talc (SiO_2/MgO = 1,33). Mais on est obligé alors de concevoir une couche tétraédrique légèrement incomplète :

Dépôt ..... 3,66 SiO_2, 3 MgO
Talc ..... 4 SiO_2, 3 MgO

Les formules obtenues montrent ainsi que les lacunes tétraédriques représentent environ 8 p. 100 du total des couches siliciques, ce qu'on peut écrire, par analogie avec le talc :

Dépôt ..... $Si_{3,7}$ $O_{9,3}$ Mg_3 $(OH)_{2,3}$
Talc ..... Si_4 O_{10} Mg_3 $(OH)_2$

3. *Enfin dans l'expérience D (Altération en présence d'eau pure à 20°C)*, les phénomènes se présentent de la même façon que ceux obtenus au cours de l'essai A : on récupère, lors de l'arrêt, un produit brun, granuleux, qui était déposé sur les parois du récipient (pH du milieu = 8,2). L'étude en diffraction X montre alors qu'il s'est édifié une ébauche de feuillets de type 2/1, trioctaédrique et de nature plus ou moins expansible (présence de bandes hk) ; les réflexions (001) sont, par contre, soit inexistantes, soit faibles et très diffuses de telle sorte que l'empilement suivant $\vec{c}$ ne s'est pas, dans ce cas, réalisé convenablement. Si l'on ne dispose pas ici d'une analyse chimique relative au seul dépôt, on peut noter toutefois que le rapport SiO_2/MgO du milieu de genèse a oscillé autour de 2,3 pendant toute la durée de l'expérience.

4. *Conséquences générales sur la néogenèse des phyllites magnésiennes.*

Les principales données relatives aux néoformations qui se sont développées *spontanément*, au sein des ballons d'accumulation, à partir des solutions d'altération provenant des essais à l'eau pure et à l'eau carbonique sont rassemblées dans le tableau 29.

On constate ainsi que :

1° La phyllite engendrée a été dans les trois cas de *type 2/1*, alors que le rapport SiO_2/MgO varie largement depuis 1,30 par exemple dans l'essai B à 2,30 dans l'essai D. On sait que le rapport théorique correspond à 1,33 pour le talc et 1,45 pour la stévensite.

Il ne s'est donc jamais édifié de phyllites plus riches en silice que les minéraux 2/1 comme, par exemple, les sépiolites ($SiO_2/MgO = 1,50$) et les palygorskites ($SiO_2/MgO = 1,66$), bien que les conditions géochimiques puissent s'y prêter au moins dans deux essais (A et D).

TABLEAU 29

Essais		(B) Eau carbonique 70°	(A) Eau pure 70°	(D) Eau pure 20°
Milieu de genèse	pH	8	8,5	8,2
	$\frac{SiO_2}{MgO}$	1,30	1,75	2,30
Produit de néoformation	Type de feuillet		2/1 (Talc-Stévensite)	
	Cristallinité	bonne	médiocre	très mauvaise
	Réflexions X	(hko) bien développées (ool) assez bonnes	(hko) assez nettes (ool) diffuses	(hko) larges et peu nettes

2° La cristallinité, par contre, est assez variable ; elle est très bonne lorsque le rapport SiO_2/MgO est voisin de celui caractérisant les phyllites 2/1 théoriques comme dans l'expérience carbonique (B) ; les feuillets sont alors bien constitués et tendent à s'empiler régulièrement suivant $\vec{c}$. Elle devient moins bonne lorsque SiO_2/MgO s'élève au-dessus de 1,33 (Talc), et de plus en plus mauvaise au fur et à mesure de l'augmentation du rapport SiO_2/MgO ; dans l'essai à l'eau pure à 70°C (1,75) par exemple, le feuillet est déjà moins bien constitué (c'est-à-dire qu'il peut présenter des lacunes structurales) et l'empilement des feuillets suivant $\vec{c}$ devient, en outre, plus hésitant. Quant au produit de l'essai D, où le rapport $SiO_2/MgO = 2,3$, il est caractérisé par une très mauvaise cristallinité ; non seulement l'empilement est peu défini, mais encore le feuillet lui-même est mal constitué ; on a affaire très probablement, dans ce cas, à de simples ébauches de feuillets 2/1, présentant de grosses lacunes intrafoliaires.

Ces résultats confirment donc les données généralement obtenues lors des synthèses de laboratoires (S. HÉNIN et O. ROBICHET, 1954 ; S. CAILLÈRE et S. HÉNIN, 1961-1963 ; J. ESTEOULE, 1965).

On peut tenter d'interpréter ces faits en utilisant l'hypothèse de S. HÉNIN (1961-1963) relative à la néogenèse des phyllites.

***

La présence de phyllites 2/1 conduit à imaginer l'individualisation en solution de radicaux du type B :

$$(OH)_3 — Si — O — Mg — O — Si — (OH)_3$$

et de groupements octaédriques libres C tels $Mg(OH)_2$. Le minéral obtenu résulterait alors de la simple *condensation* de ces assemblages élémentaires dans des proportions bien déterminées. Ainsi le talc ($SiO_2/MgO = 1{,}33$) correspond à la constitution : 2 B + C.

Mais on peut se demander comment s'orientent les phénomènes de cristallogenèse lorsque la composition du milieu diffère de la valeur théorique, c'est-à-dire 2 B pour 1 C.

Les résultats obtenus dans les différents essais de ce travail paraissent pouvoir donner les premiers éléments de réponse :

— Avec une composition correspondant à 2B + 1C $\left(\frac{SiO_2}{MgO} = 1{,}33\right)$, la structure du feuillet 2/1 semble parfaite, ce qui signifie que les couches tétraédriques et octaédriques de l'édifice sont bien organisées et complètes.

— Lorsque la quantité de MgO augmente dans le milieu et *que la phyllite engendrée reste du type 2/1*, cela peut se traduire sur le plan structural par l'existence de couches *tétraédriques* légèrement incomplètes. C'est ce qui a été obtenu effectivement dans l'essai B (CO_2) où l'on a pu noter la présence d'un minéral bien constitué mais avec un léger déficit tétraédrique ($SiO_2/MgO = 1{,}22$, soit 8 p. 100 de lacune silicique).

— A l'opposé, lorsque la teneur en SiO_2 s'élève par rapport à 2B + 1C *et que la phyllite néoformée reste du type 2/1*, comme cela s'est produit dans les essais A et D on est obligé de concevoir alors des feuillets à couches *octaédriques* incomplètes :

$$\text{Essai A} : \frac{SiO_2}{MgO} = 1{,}75 \qquad 30 \text{ p. } 100 \text{ de lacune brucitique}$$

$$\text{Essai D} : \frac{SiO_2}{MgO} = 2{,}30 \qquad 36 \text{ p. } 100 \text{ de lacune brucitique}$$

avec, en outre, dans ce dernier cas (D), de la silice *libre* en excès (puisque $SiO_2/MgO > 2$) qui empoisonne la cristallisation. Les déficits réalisés sont alors relativement importants, ce qui explique l'aspect si médiocre des spectres X fournis par les produits de néogenèse.

***

De cette rapide esquisse, relative aux phénomènes de néoformation *dans les ballons d'accumulation*, on peut, en guise de conclusion, tirer les deux remarques suivantes :

1° Les lessivats de concentration, engendrés dans l'altération des roches hypermagnésiennes en présence d'eau carbonique ou d'eau pure, ont *toujours* conduit à l'édification spontanée de phyllites argileuses. Le rapport : $\frac{SiO_2}{\text{cation structural}}$,

ici $\left(\frac{SiO_2}{MgO}\right)$, des eaux de drainage a ainsi été dans tous les cas relativement équilibré et c'est là une différence essentielle avec ce qui avait été obtenu antérieurement à partir de roches silico-alumineuses (G. PÉDRO, 1961).

2° Pour des rapports SiO_2/MgO variables et compris entre 1,2 et 2,3, l'agencement cristallochimique du feuillet a été *analogue* et de type *2/1*. Mais l'organisation structurale de la phyllite néoformée paraît dépendre, dans une large mesure, de la composition chimique du milieu : en effet, plus le rapport SiO_2/MgO s'éloigne de la valeur théorique (Talc = 1,33), plus le minéral engendré est mal cristallisé par suite de l'existence de *couches incomplètes* et en particulier de lacunes octaédriques.

Il s'agit là naturellement de données générales et encore fragmentaires ; elles devront être complétées ultérieurement à partir d'études systématiques portant, en particulier, sur les limites du domaine de cristallisation des phyllites 2/1 magnésiennes.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Cette étude expérimentale, relative à l'altération des roches hypermagnésiennes, permet, en résumé, de faire ressortir les quelques points suivants :

1. Les roches ultrabasiques de type serpentinite sont constituées par des minéraux considérés habituellement comme des édifices fragiles et aisément altérables. En réalité, l'étude expérimentale a montré que la décomposition provoquée en *présence d'eau pure* n'était généralement pas beaucoup plus rapide que celle engendrée à partir des matériaux aluminosilicatés.

2. *Le gaz carbonique*, en assurant une forte élimination de MgO, s'est présenté comme un agent solubilisant extrêmement actif des serpentinites.

Par contre, *l'acide acétique* n'a pas intensifié le lessivage des éléments dans les mêmes proportions que celles qui avaient été enregistrées au cours des recherches antérieures (G. PÉDRO, 1964). C'est ce qui permet de comprendre qu'au sein d'un milieu naturel podzolisant, les roches hypermagnésiennes aient toujours un degré d'évolution plus faible que celui rencontré à partir des matériaux plus acides de la série alumineuse.

3. Deux grands processus d'évolution géochimique ont pu être mis en évidence, en conditions de *drainage intense*, suivant la vitesse de l'élimination de la silice par rapport au cation structural prépondérant (Mg) :

— En milieu neutre ou peu acidifié (eau pure-eau carbonique), c'est SiO_2 qui a été exporté plus rapidement que le magnésium de la roche en voie de décomposition. L'altération n'a pu aboutir dans ces conditions qu'à l'individualisation transitoire de Mg libre sous forme d'édifices *non* silicatés (Hydroxydes mixtes Al-Mg et surtout Fe-Mg). Il s'agit alors d'une « latéritisation » sans aluminium qui correspond en fait à un simple processus de *ferruginisation*. Mais, lorsque l'étude a été réalisée à une température de 20°C, l'apparition des hydroxydes de fer rouilles ne s'est pas produite, comme dans le cas des essais effectués à partir des aluminosilicates (G. PÉDRO, 1964).

— En milieu acide (eau acétique), l'évolution a été *inversée* avec évacuation intense du magnésium par rapport à la silice. L'enrichissement relatif en SiO_2, qui

en découle, s'est traduit alors par l'individualisation de *silice libre et amorphe* au sein de la zone éluviale. La « podzolisation » accompagnée du maintien des sesquioxydes constitue donc un processus qui est susceptible de se développer aisément, même à partir de roches hyperbasiques, lorsque les conditions de l'altération sont particulièrement agressives (acidité et lessivage intense).

4. *Le drainage* apparaît comme un facteur important de l'altération géochimique des roches magnésiennes provoquée en conditions neutres, puisque sa valeur règle le type d'évolution en favorisant, suivant le cas, l'élimination de l'un ou l'autre des 2 éléments majeurs SiO_2 et MgO (fig. 7). C'est la raison pour laquelle en dessous d'une certaine intensité du drainage, qui reste d'ailleurs à déterminer, l'évolution change de sens. On tombe alors dans le domaine défini par la relation

$$q(SiO_2) < q(MgO),$$

où la néogenèse *éluviale* des argiles magnésiennes (2/1 = Stéatisation ou 1/1 = Serpentinisation) devient possible. C'est ce que nous étudierons plus en détail au cours d'un travail ultérieur.

5. Enfin, la concentration des eaux d'altération, dont la composition correspond dans la plupart des cas à un *milieu d'accumulation* où le rapport SiO_2/cation structural (ici SiO_2/MgO) est relativement équilibré, a conduit spontanément à l'édification d'argiles phylliteuses 2/1 de type Talc-Stévensite.

Reçu pour publication en juin 1966.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient vivement leur collègue P. FERRY qui a bien voulu accompagner l'un d'entre eux (G. P.) sur le terrain et lui faire profiter ainsi de sa grande connaissance du gisement de serpentinites d'Éloyes (Vosges).

SUMMARY

CONTRIBUTION TO THE STUDY OF THE GENESIS OF HYPERMAGNESIAN SOILS : EXPERIMENTAL INVESTIGATIONS ON THE CHEMICAL WEATHERING OF ULTRABASIC ROCKS (SERPENTINITES)

The weathering of ultra-basic rocks on the surface of the earth raises a problem of both geochemical and crystallochemical order which has to be solved if one wants to understand the genesis of hypermagnesian soils. Therefore, the authors were led to approach the investigations by means of the experimental method.

The basic device used for this study consists of an apparatus of the Soxhlet type which reproduces on a small scale the water-cycle in nature. Four types of trials were carried out under conditions of intense drainage (4 l per day) — action of pure water (70°C) — action of carbonic water (pH = 4,5 — 70°C) — action of an acetic solution (pH = 3 — 70°C) — action of pure water at 20°C.

In neutral or slightly acid conditions (water — CO_2), the evolution produced corresponds to a preferential elimination of SiO_2 before MgO.

The desilicification of the medium can thus be total, which expresses a weathering of the « laterizing » type with essentially an individualization of ferric oxydes and hydrates (Ferruginization).

In acid conditions (acetic water), the weathering is marked by a more important exportation of Mg than of silica. The enrichment of the medium in SiO_2 leads, in this case, to an individualization of free and amorphous silica within the eluvial medium. The evolution is then of a « podzolizing » type, in spite of the clearly basic character of the mother-rock.

The experimental investigations allowed thus to undertake the study of two extreme weathering types in magnesian rocks on the surface of the earth and at the same time contributed to define more precisely the mechanisms of their evolution, which were so difficult to percieve from mere field-observations.

ZUSAMMENFASSUNG

BEITRAG ZUR GENESIS VON HYPERMAGNESISCHEN BODEN : EXPERIMENTELLE UNTERSUCHUNGEN UBER DIE CHEMISCHE VERWITTERUNG DER ULTRABASISCHEN GESTEINSARTEN (SERPENTINIT)

Die Verwitterung der ultrabasischen Gesteinsarten auf der Erdeoberfläche stellt zugleich ein Problem geochemischer und kristallo-chemischer Ordnung dar, welches, will man die Genesis der hypermagnesischen Böden verstehen, gelöst werden muss. Deshalb wurden die Autoren gezwungen die Untersuchungen über den experimentalen Weg vorzunehmen.

Die bei der Untersuchung verwendete Grundeinrichtung besteht aus einem Apparat des Soxhlet-Types, welcher in verjügtem Masstabe das Wasserzyklus in der Natur wiedergibt. Es wurden vier Versuchstypen in starken Entwässerungsverhältnisse (4 h pro Tag) ausgeführt : Wirkung von Reinwasser (70°C) — Wirkung von Kohlenwasser (pH = 4,5 — 70°C) — Wirkung einer Essiglösung (pH = 3 — 70° C) — Wirkung von Reinwasser (20°C).

Bei neutralen oder leicht saueren Verhältnisse (Wasser — CO_2) entspricht die hervogerufene Evolution einer Wahlelimination des SiO_2 gegenüber MgO — Die Entkieselung des Mediums dann sich also gänslich Vollziehen, was eine « laterisierende » Verwitterung bei hauptsächlicher Individualisierung der Eisenoxyde u.-hydroxyde (Vereisungsvorgang) ausdrückt.

Bei saueren Verhältnisse (Essigwasser) zeichnet sich der Abbau durch einer grösseren Ausfuhr von Magnesium als von Kieselerde aus. Die Anreicherung des Mediums an SiO_2 führt in diesem Falle zur Individualisierung der freien und amorphen Kieselerde innerhalb des eluvialen Mediums.

Demnach ist die Evolution als « podsolisierend » anzusehen, trotz dem eindeutig basischen Charakter des Muttergesteines.

Auf diese Weise erlaubten die experimentalen Untersuchungen, das Studium von zwei extremen Verwitterungstypen der Magnesium-gesteinsarten auf der Erdeoberfläche zu unternehmen und gleichzeitig die Mechanismen ihrer Evolution, die an Hand einfacher Feldbeobachtungen so schwer zu ergreifen waren, näher zu bestimmen.

РЕЗЮМЕ

К изучению образования почв содержащих эксцесс магния. Экспериментальное изучение химического выветривания пород наиболее богатых основаниями.

Г. ПЕДРО и К. Е. БИТЭР.

Выветривание наиболее богатых основаниями пород на поверхности земного шара ставит задачи геохимического и в то-же время кристаллохимического характера, которые необходимо разрешить для понимания генезиса почв содержащих эксцессы магния. Вот почему, авторы предприняли это изучение экспериментальным путем. Основным диспозитивом, применявшимся при этом изучении, был аппарат типа Сокслета, воспроизводивший в небольшом масштабе круговорот влаги в природе. Четыре типа опытов были проведены в условиях интенсивного дренажа (4 литра

в сутки) : действие чистой воды при температуре 70 °C, действие воды в смеси с углекислотой (pH — 4,5, температура 70 °C), действие уксуснокислого раствора (pH — 3, температура 70 °C), действие чистой воды при температуре 20 °C.

В условиях нейтральных, или легкой кислотности (вода — углекислота), полученная эволюция соответствует предпочтительному, по сравнению с MgO, удалению SiO_2.

При этом достигается полная декремнизация среды, благодаря которой обуславливается выветривание «латеритного» типа, характеризующееся главным образом индивидуализацией окислов и гидратов железа (железнение).

В условиях кислотности (уксуснокислый раствор), разложение характеризуется более крупным по сравнению с кремнием, экспортом магния. Обогащение среды SiO_2: приводит в данном случае к индивидуализации свободного и безструктурного кремния в элювиальной среде. Эволюция здесь протекает по типу «подзолизационной», несмотря на чисто основной характер материнской породы.

Экспериментальный подход к вопросу позволил, таким образом, приступить к изучению двух противуположных типов выветривания магниевых пород на поверхности земного шара и дал в то-же время возможность уточнить механизм этой эволюции, который было-бы трудно полностью раскрыть, только при помощи наблюдений.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALIETTI A., 1959. Diffusione e significato dei minerali a strati misti delle serpentine mineralizzate a talco dell' Appennino Parmense. *Periodico di Mineralogia*, **28**, 65-110.

BITAR K.-E., 1966. *Étude expérimentale de l'altération chimique des roches magnésiennes* (serpentinites) Thèse, 3e cycle, Paris.

BONIFAS M., 1959. Contribution à l'étude géochimique de l'altération latéritique. *Mémoires Serv. Géol. Alsace-Lorraine*, nº 17, 159 p.

BROWN G., 1961. *The X-Ray identification and crystal structures of clay minerals*. Mineralogical Society, London, 544 p.

CAILLÈRE S., 1936. Contribution à l'étude des minéraux des serpentines. *Bull. Soc. fr. Minéral.*, p. 163-326.

CAILLÈRE S., HÉNIN S., 1948. Sur la préparation et quelques caractères d'une série d'aluminates hydratés *C. R. Acad. Sci.*, **226**, p. 580-582.

CAILLÈRE S., HÉNIN S., ESQUEVIN J., 1953. Recherches sur la synthèse des minéraux argileux. *Bull. Soc. fr. Minéral. Cristallogr.*, **86**, p. 300-314.

CAILLÈRE S., HÉNIN S., 1961. Vue d'ensemble sur le problème de la synthèse des minéraux phylliteux à basse température. *Coll. Inter. C. N. R. S.*, **105**, p. 3-43.

CHÉTELAT E. de, 1938. La genèse et l'évolution des gisements de nickel de la Nouvelle-Calédonie. *Bull. Soc. géol. Fr.*, 5e série, p. 105, XVII, 1947.

ESTÉOULE J., 1965. *Évolution des gels alumino-siliciques en présence de solutions magnésiennes et salines concentrées*. Thèse, ronéo, Rennes.

GOLDSCHMIDT V. M., 1958. *Geochemistry*, 730 p. Clarendon Press, Oxford.

JÉRÉMINE E., 1938. Sur les Lherzolites en voie de serpentinisation des Vosges lorraines. *C. R. Acad. Sci.*, **206**, p. 441-443.

HÉNIN S., 1957. Travaux concernant la synthèse des minéraux argileux à partir de gels de silice. *C. R. Acad. Sci.*, **244**, p. 225-227.

HÉNIN S., ROBICHET O., 1953. Sur les conditions de formation des minéraux argileux par voie expérimentale à basse température. *C. R. Acad. Sci.*, **236**, p. 517-519.

HÉNIN S., CAILLÈRE S., 1963. Synthèse des minéraux argileux à basse température : essai de mise au point. *Clay Mineral. Bull.*, **30**, p. 265-271.

HESS H. H., 1933. The problem of serpentinisation and the origin of certain chrysolite asbestos talc and soapstone deposits. *Econ. Geol.*, **28**, p. 634-657.

LACROIX A., 1893. *Minéralogie de la France et de ses Colonies*. 5 vol. Béranger, Paris.

LACROIX A., 1942. Les péridotites de la Nouvelle-Calédonie, leurs serpentines et leurs gîtes de nickel et de cobalt, les gabbros qui les accompagnent. *Mém. Acad. Sci.*, **66**, 143 p.

LONGUET-ESCARD J., 1948. Sur un aluminate de nickel hydraté. *C. R. Acad. Sci.*, **226**, p. 579-580.

MAKSIMOVIC Z., 1962. The abundance and distribution of trace elements in some rocks types of primary peridotite from Yugoslavia. *Vo Meeting Geol. Yugoslavia*, Belgrade, p. 271-273.

MORTLAND M. M., GASTUCHE M. C., 1962. Cristallisation d'hydroxydes mixtes de magnésium et d'aluminium en milieu dialysé. *C. R. Acad. Sci.*, **255**, p. 2131-2133.

PÉDRO G., 1960. Genèse de minéraux argileux par évolution de matériaux amorphes provenant de l'altération de diverses roches. *C. R. Acad. Sci.*, **250**, p. 1697-1699.

PÉDRO G., 1961. Genèse des minéraux argileux par lessivage des roches cristallines au laboratoire. *Coll. Inter. C. N. R. S.*, **105**, p. 99-107.

PÉDRO G., 1964. Contribution à l'étude expérimentale de l'altération géochimique des roches cristallines. Thèse Paris, 344 p. *Ann. agron.*, **15**, 85-188, 243-333, 339-456.

PÉDRO G., 1966. Essai sur la caractérisation géochimique des différents processus zonaux résultant de l'altération des roches superficielles (cycle aluminosilicique). *C. R. Acad. Sci.*, **262-D**, 1828-1831.

PÉDRO G., BITAR K.-E., 1966. Sur l'influence du type chimique de la roche-mère dans le développement des phénomènes d'altération superficielle. *C. R. Acad. Sci.*, **263-D**, 313-316.

PETROV V. P., TOKMAKOV P. P., 1963. On the nature of sungulite. *Inter. Clay Conf.*, vol. 2, p. 211-217.

SIFFERT B., 1962. Quelques réactions de la silice en solution : la formation des argiles. *Mém. Serv. Carte géol. Alsace-Lorraine*, n° 21, 86 p.

Ann. agron., 1966, **17** (6), 653-672.

DOSAGE DES ÉLÉMENTS MINÉRAUX DANS LES VÉGÉTAUX PAR FLUORESCENCE X

II. — Influence de la quantité de matière

R. GUENNELON

avec la collaboration technique de Anne-Marie de Cockborne

Station d'Agronomie,
Centre de Recherches agronomiques du Sud-Est, 84 - Montfavet

SOMMAIRE

L'intensité d'une raie de fluorescence X est proportionnelle au nombre d'atomes excités par le rayonnement primaire, donc à l'épaisseur de l'échantillon. Toutefois, pour des échantillons très épais, on peut considérer que cette intensité atteint une limite très voisine de celle correspondant à un échantillon supposé d'épaisseur infinie. Lorsque la quantité de matière utilisable est limitée, il est utile de disposer d'une méthode de calcul permettant de prévoir et de diminuer éventuellement l'erreur commise en assimilant un échantillon d'épaisseur finie à un échantillon d'épaisseur très grande. L'addition d'un alourdisseur, utilisable pour tamponner les variations d'absorption des diverses matrices, peut aussi servir à se rapprocher de cette épaisseur infinie.

I. — INTRODUCTION

La validité d'un dosage par fluorescence X implique que les trajets des rayonnements d'excitation et de fluorescence s'effectuent, dans les échantillons à analyser et les étalons, de façon comparative, dès l'intant que l'échantillon présente une épaisseur non nulle.

Pour une épaisseur voisine de zéro, l'intensité du rayonnement à mesurer serait proportionnelle au nombre d'atomes de surface, donc à la concentration, si le dépôt mince est réparti d'une façon homogène et si le faisceau primaire est d'intensité cons-

tante, en direction. Cette propriété est d'ailleurs, à la base de techniques particulières de mesures (SALMON, 1960 ; GUNN, 1961).

Il importe, dans le cas général, que l'épaisseur de l'échantillon puisse être considérée comme infinie, pour que s'appliquent les formules classiques simples proposées par divers auteurs (SHERMAN, 1955, 1957 ; CLAISSE, 1956 ; GUINIER, 1961 ; CAEYMAEX, 1962 ; etc.).

En effet, ces formules sont obtenues par l'intermédiaire d'une intégrale définie, calculée entre zéro et l'infini, en fonction de l'épaisseur. Si l'épaisseur « X » est finie, l'intégrale devient fonction de sa limite supérieure, et, à concentrations égales, le rayonnement de fluorescence dépend de l'épaisseur de la pastille-échantillon. Cette épaisseur infinie étant pratiquement inaccessible (car on est très souvent limité par la quantité de produit à analyser), on doit cependant chercher à s'en approcher, de manière à mesurer un rayonnement $E(x)$ aussi voisin que possible du rayonnement théorique $E(\infty)$. Diverses formules, parfois assez simplifiées, permettant de calculer la marge d'erreur acceptable, ont été déjà établies (TÖGEL, 1962). Elles ne traitent en général, que du cas de l'excitation monochromatique. Le but de cette étude est de rechercher les meilleures conditions d'épaisseur pour le dosage d'éléments de numéro atomique compris entre 24 et 50, présents en faible quantité dans les végétaux. Le matériel utilisé pouvant être des cendres additionnées de liant ou de la matière sèche végétale, ce type de matrice de coefficient d'absorption faible, rend nécessaire une telle recherche préliminaire. Le problème est relativement simplifié lorsqu'on schématise une cendre végétale par le carbonate de calcium, qui, dans la réalité, en forme la plus grande partie. Le remplacement de Ca par K, ne modifie pas sensiblement l'ordre de grandeur des résultats, comme on le verra ultérieurement (§ 4, C).

On remarquera enfin (ceci pour simplifier les calculs) que l'on envisage le dosage de quantités faibles d'éléments dont les raies analytiques sont plus courtes que la longueur d'onde de la discontinuité d'absorption de l'élément le plus abondant et le plus absorbant de la matrice. On supposera encore, ce qui est légitime, que les éléments à doser n'interfèrent pas entre eux.

II. — DENSITÉ THÉORIQUE DE L'ÉCHANTILLON

Les formules de l'intensité du rayonnement font intervenir l'épaisseur et la densité de l'échantillon. Il est plus commode de les exprimer en fonction du poids de matière, grandeur plus facile à déterminer. Comme il s'agit de produits pulvérulents pressés, il faut s'assurer, au préalable, que les conditions d'élaboration permettent l'application d'une formule simple, liant le poids P, la surface S, le poids spécifique ρ et l'épaisseur x. :

$$\frac{P}{S} = x \cdot \rho \qquad \text{(II, } a\text{)}$$

En particulier, dans le cas d'un mélange, il faut pouvoir admettre qu'il représente réellement une seule phase solide.

Si ρ_i, c_i, et v_i, sont les densités, les concentrations en poids et les volumes partiels des divers constituants, on a, en négligeant les vides :

$$V = \Sigma v_i = \Sigma \frac{P c_i}{\rho_i}$$

$$\Sigma c_i = 1$$

$$\frac{P}{\rho} = \Sigma P \frac{C_i}{\rho_i}$$

et

$$\frac{1}{\rho} = \Sigma \frac{C_i}{\rho_i} \qquad \text{(II, } b\text{)}$$

Pour vérifier la validité de cette formule, on a effectué des pastilles pressées à 2 t/cm² de mélanges d'ICs et de BO_3H_3 dont les densités théoriques respectives sont 4,52 et 1,435. Des échantillons de 4 g ont été pesés après pastillage, mensurés, et leur densité ρ, calculée. On a d'autre part, calculé la densité théorique par la formule (II, *b*).

TABLEAU I

Calcul de la densité théorique d'un mélange pressé

BO_3H_3	1	15/16	7/8	3/4	5/8	1/2	3/8	1/4	0
I Cs	0	1/16	1/8	1/4	3/8	1/2	5/8	3/4	1
P grammes	3,969	3,821	3,666	3,817	3,690	3,771	3,848	3,878	—
Épaisseur *e* mesurée.	0,44	0,41	0,37	0,35	0,30	0,275	0,25	0,215	—
ρ calculée	1,44	1,493	1,587	1,747	1,970	2,196	2,466	2,889	—
$1/\rho$	0,695	0,670	0,630	0,573	0,507	0,456	0,405	0,346	—
$1/\rho$ théorique	0,697	0,668	0,636	0,578	0,518	0,459	0,399	0,340	0,221

Les divers résultats sont rassemblés dans le tableau I et justifient l'emploi de ces formules simples pour le calcul des caractéristiques des pastilles réalisées.

III. — CALCUL DE L'ÉPAISSEUR ADMISSIBLE D'UN ÉCHANTILLON

Dans tout ce qui suit, on supposera que l'échantillon est irradié et examiné sous le même angle θ, et que toute la surface reçoit le rayonnement d'excitation avec la même inclinaison. Cela est partiellement inexact, car le faisceau primaire a la symétrie d'un cône de révolution, et l'angle θ considéré est l'angle de la préparation avec cet axe (fig. 1). Il faudrait, en toute rigueur, calculer l'excitation primaire par une intégrale définie tenant compte de l'inclinaison entre θ_1 et θ_2. Le fait de comparer, *toutes conditions égales par ailleurs*, le comportement de deux échantillons ne différant que par l'épaisseur, justifie l'approximation définie au début de ce paragraphe. On admettra de plus, que la matière ne contient pas (ou contient infiniment peu) d'élé-

ments dont les discontinuités d'absorption sont à des longueurs d'onde inférieures à celles des discontinuités des éléments à doser.

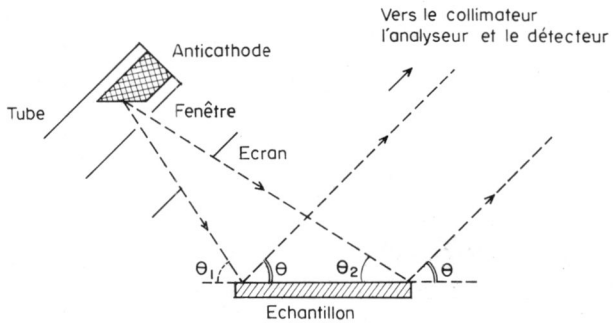


FIG. 1. — *Représentation schématique des conditions d'excitation*

A. *Symboles utilisés*

On définira comme suit les divers paramètres :

N : Nombre d'Avogadro.

Z_p : Numéro atomique de l'élément à doser.

$I(\lambda)$: Fonction représentative de l'intensité du rayonnement primaire en fonction de la longueur d'onde.

λ_o, λ_K : Longueurs d'onde du seuil du rayonnement primaire et de la discontinuité K du coefficient d'absorption de l'élément Zp en concentration.

$\mathfrak{J}$. : Facteur d'ionisation de la couche K de Z_p.

$\mathcal{F}$: Rendement de fluorescence de Z_p.

$\mu_{1,i}(\lambda)$: Fonction en λ du coefficient d'absorption massique des éléments Z_i en particulier $\mu_{1,p}(\lambda)$ pour l'élément Z_p.

$\mu_{2,i}$: Coefficient d'absorption des éléments Z_i pour la raie de fluorescence λ_p à mesurer.

p_i : Concentration en poids.

x, ρ, S et P : Épaisseur, densité, surface et poids de l'échantillon étudié.

E_∞, $E(x)$ et $E(P)$: Intensité du rayonnement de fluorescence d'une pastille d'épaisseur ou de poids infini, d'épaisseur x, de poids P.

B. *Établissement des formules* $E(x)$ *et* $E(P)$

Par un calcul simple, on a successivement :

— Intensité du rayonnement parvenant à la profondeur x.

$$i(\lambda) = I(\lambda) \cdot \exp\left\{\frac{-p \cdot x}{\sin \theta} \sum_1^p \mu_{1,i}(\lambda) \cdot p_i\right\}$$

— Intensité absorbée dans la couche dx à la profondeur x par l'élément Z_p.

$$di_a = \frac{N}{2Z_p} \cdot \mu_{1,i}(\lambda) \cdot P_p \frac{P\,S}{\sin\theta}\, dx \qquad \text{puisque } Z \neq \frac{\text{Poids atomique}}{2}$$

— Énergie réémise par l'élément Z_p.

$$de = \frac{J\mathcal{F}}{4\pi}\, di_a \qquad \text{par unité d'angle solide}$$

— Énergie de fluorescence issue de la couche dx.

$$dE_{(x)} = de \cdot \exp\left\{\frac{-P\,S}{\sin\theta} \sum_1^p \mu_{2,i} \cdot p_i\right\}$$

Par combinaison de ces quatre expressions, on obtient :

$$dE_{(x)} = K' \cdot I(\lambda) \cdot \mu_{1,i}(\lambda) \cdot \exp\left\{\frac{-\rho x}{\sin\theta} \sum_1^p (\mu_{1,i}(\lambda) + \mu_{2,i}) \cdot p_i\right\} dx$$

K′ étant un coefficient constant ne dépendant pas de l'épaisseur.

Si l'on pose :

$$\sigma(\lambda) = \sum_1^p (\mu_{1,i}(\lambda) + \mu_{2,i}) \cdot p_i \qquad \text{(III, } a\text{)}$$

il vient :

$$E_{(x)} = K \int_{\lambda_o}^{\lambda_k} d\lambda \cdot \frac{I(\lambda) \cdot \mu_{1,p}(\lambda)}{\sigma(\lambda)} \left[1 - \exp\left\{\frac{-\rho x}{\sin\theta} \cdot \sigma(\lambda)\right\}\right] \qquad \text{(III, } b\text{)}$$

$$E_\infty = K \int_{\lambda_o}^{\lambda_k} d\lambda \cdot \frac{I(\lambda) \cdot \mu_{1,p}(\lambda)}{\sigma(\lambda)} \qquad \text{(III, } c\text{)}$$

En général, ce calcul s'effectue en supposant dès le départ que l'excitation est monochromatique (λc) et l'on obtient :

$$E_{(x)} = K \frac{I(\lambda c) \cdot \mu_{1,p}(\lambda c)}{\sigma(\lambda c)} \left(1 - \exp\left\{\frac{-\rho x}{\sin\theta} \cdot \sigma(\lambda c)\right\}\right)$$

$$E_\infty = K \frac{I(\lambda c) \cdot \mu_{1,p}(\lambda c)}{\sigma(\lambda c)}$$

$$E_{(x)} = \exp\frac{-\rho x}{\sin\theta}\, \sigma(\lambda c)$$

Divers auteurs (TÖGEL, 1962), considérant que l'absorption de l'échantillon pour le rayonnement excitateur est petite par rapport à l'absorption de la raie de fluorescence, ne tiennent compte que de cette dernière. Cela n'est que partiellement valable ; en effet, l'excitation de Zn K_α par exemple, par une anode d'Au est dûe en grande partie à des raies L_ι de l'or, pratiquement aussi intensément absorbées que Zn K_α par la matrice d'éléments légers. C'est pourquoi le calcul a été effectué pour traiter le cas le plus général, sans hypothèse préalable sur la nature du rayonnement excitateur.

L'erreur commise en assimilant $E(x)$ à $E\,\infty$ se calcule en effectuant :

$$\varepsilon\,(x) = 1 - \frac{E_{\,(x)}}{E_\infty} = \frac{\int_{\lambda_o}^{\lambda_k} d\lambda \cdot \dfrac{I\,(\lambda)\cdot \mu_{1,p}\,(\lambda)}{\sigma\,(\lambda)} \exp\left\{\dfrac{-\rho x}{\sin\theta}\,\sigma\,(\lambda)\right\}}{\int_{\lambda_o}^{\lambda_k} d\lambda \cdot \dfrac{I\,(\lambda)\cdot \mu_{1,p}\,(\lambda)}{\sigma\,(\lambda)}} \qquad \text{(III, } d\text{)}$$

Par utilisation de la formule II, *a*, on passe de $\varepsilon(x)$ à $\varepsilon(P)$, la fonction exponentielle devenant :

$$g\,(P,\lambda) \equiv \exp\left\{\frac{-P}{S.\,\sin\theta}\cdot\sigma\,(\lambda)\right\} \qquad \text{(III. } e\text{)}$$

Dans le cas de l'excitation par un rayonnement polychromatique, de longueur d'onde λ_c, la formule III, *d*, se réduit en fonction de P à :

$$\varepsilon\,(P) = g\,(P,\lambda c) \qquad \text{(III, } f\text{)}$$

Dans le cas d'un rayonnement polychromatique, l'erreur $\varepsilon(P)$ ne peut être calculée qu'en prenant pour P des valeurs arbitraires, (P_1, P_2, ... P_n) et en recherchant une valeur approchée du quotient des deux intégrales.

Si l'on connaît une fonction représentant $I(\lambda)$, on peut, pour une matrice donnée, appliquer, dans le domaine $\{\lambda_o, \lambda_K\}$, une méthode d'intégration numérique. On utilise alors les tables pour obtenir, en fonction de λ, les coefficients d'absorption massiques $\mu_{1,i}$ et $\mu_{1,p}$.

Si :
$$\varphi\,(\lambda) \equiv \frac{I\,(\lambda)\cdot\mu_{1,p}\,(\lambda)}{\sigma\,(\lambda)},$$

on aura, en remarquant que $I(\lambda_o) = 0$, pour un poids P_i arbitraire :

$$\varepsilon\,(P_i) = \frac{\sum_{j=1}^{j=k-1} \varphi\,(\lambda_j)\cdot g\,(P_i,\lambda_j) + \dfrac{\varphi\,(\lambda_k)\cdot g\,(P_i,\lambda_k)}{2}}{\sum_{j=1}^{j=k-1} \varphi\,(\lambda_j) + \dfrac{\varphi\,(\lambda_k)}{2}} \qquad \text{(III, } g\text{)}$$

Les longueurs d'onde λ_j de λ_o à λ_K sont choisies pour présenter entre elles un intervalle constant.

On notera que si $I(\lambda)$ comporte un coefficient constant, celui-ci disparaît, la fonction figurant dans chaque terme du numérateur et du dénominateur de III, *g*.

Il est donc nécessaire de choisir pour $I(\lambda)$ une représentation suffisamment exacte de l'intensité du fond continu excitateur.

C. *Intensité du rayonnement excitateur*

La fonction $I(\lambda)$ utilisée doit rendre compte de la répartition énergétique du rayonnement émis par le tube à rayons X, en fonction de la longueur d'onde.

Cette fonction n'est définie que pour $\lambda \geqslant \lambda_o$ tel que :

$$\lambda_o = \frac{ch}{e\,(V - V')} \qquad \text{(III, } h\text{)}$$

où c, h et e sont respectivement la vitesse de la lumière, la constante de Planck et la charge de l'électron. eV et cV' sont les énergies de l'électron avant et après collision sur l'anticathode, $V - V'$ représentant le potentiel du filament par rapport à cette anticathode (COMPTON et ALLISON, 1934).

L'énergie émise par l'impact d'un électron, comprise entre les fréquences ν et $\nu + d\nu$ a pour valeur (KRAMERS, 1934) :

$$I_v \cdot d\nu = \frac{8\,\pi \cdot e^2 \cdot h}{3\sqrt{3l} \cdot mc^3} \cdot Z\,(\nu_o - \nu)\,d\nu \qquad \text{(III, } i\text{)}$$

dans laquelle m est la masse de l'électron et l une constante numérique voisine de 6. On a d'autre part :

$$\nu = \frac{c}{\lambda} \text{ et } d\nu = -\frac{c}{\lambda^2} \cdot d\lambda \qquad \text{(III, } j\text{)}$$

L'énergie émise par le tube reste la même qu'on l'exprime en fonction de λ ou de ν, au signe près, puisque ν et λ varient en sens inverse ; donc :

$$I\nu \cdot d\nu = -I\,(\lambda) \cdot d\lambda \qquad \text{(III, } k\text{)}$$

D'après III, i, III, g et III, k :

$$I\nu \cdot d\nu = K\,(\nu_o - \nu)\,d\nu$$

$$I\,(\lambda) \cdot d\lambda = -K\,(\nu_o - \nu)\,d\nu$$

$$I\,(\lambda) \cdot d\lambda = K\left(\frac{C}{\lambda_o} - \frac{C}{\lambda}\right) \cdot \frac{C}{\lambda^2} \cdot d\lambda$$

et :

$$I\,(\lambda) = K'\left(\frac{1}{\lambda^2} - \frac{\lambda_o}{\lambda^3}\right) \qquad \text{(III, } l\text{)}$$

Cette formule approchée représente bien une fonction s'annulant pour λ_o, passant par un maximum $\lambda_M = \frac{3\,\lambda_o}{2}$ et débutant par une tangente redressée verticalement et inversement proportionnelle à λ_o. On pourra donc prendre la fonction

$$I\,(\lambda) = \frac{1}{\lambda^2} - \frac{\lambda_o}{\lambda^3} \qquad \text{(III, } m\text{)}$$

pour le calcul de $\varepsilon(P_i)$ selon l'expression III, g. La valeur de λ_o découle de la formule III, h, que l'on peut écrire en explicitant les constantes

$$\lambda_o = \frac{12\,394}{V \text{ volt}} \qquad \text{(III, } n\text{)}$$

La formule $I(\lambda)$ proposée n'est évidemment qu'une approximation, dont les écarts avec une formule réelle, sont pondérés par les valeurs expérimentales utilisées pour le calcul de $\mu_{1\,p}(\lambda)$ et $\sigma(\lambda)$.

On remarquera que, dans la pratique, les longueurs d'onde les plus grandes étant les plus absorbées, le problème de l'épaisseur de l'échantillon, dans le cadre de la présente étude, est surtout critique pour les faibles longueurs d'onde. C'est donc dans la région initiale de la courbe $I(\lambda)$ que la représentation doit être la plus exacte ; c'est là aussi qu'est concentrée la plus grande partie de l'énergie émise par le tube.

Or, dans cette zone, la formule proposée s'appuie sur les points d'abscisses λ_o et λ_M, et est certainement plus exacte que dans la région asymptote à l'axe des longueurs d'onde (fig. 2).

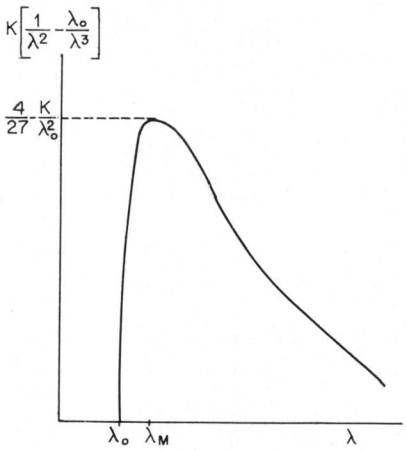


FIG. 2. — *Représentation de la fonction* $I(\lambda)$

D. *Simplification de la formule générale*

On a vu (§ III, *b*) que si le rayonnement excitateur était monochromatique, λ_c, on pouvait écrire :

$$\varepsilon\,(P) = \exp\left\{\frac{-P}{S \sin\theta} \cdot \sigma\,(\lambda_c)\right\} \qquad (III, o)$$

qui permet de calculer l'erreur pour diverses valeurs de P.

On peut envisager une autre simplification, lorsque la discontinuité d'absorption de l'élément à doser est située entre le maximum du rayonnement continu (λ_M) et la longueur d'onde la plus énergétique λ_o. Il faut aussi que l'absorption globale de la matrice puisse être considérée comme variant peu entre deux valeurs μ_o et μ_K dont on prendra la moyenne $\mu_m = \dfrac{\mu_o + \mu_k}{2}$ (fig. 3).

La fonction :

$$g\,(P,\lambda) \equiv \exp\left\{\frac{-P}{S \sin\theta}\left(\mu_m + \sum \mu_{2,i} \cdot p_i\right)\right\}$$

ne varie qu'en fonction de P et peut s'écrire :

$$g\,(P,\lambda) \equiv g\,(P,\sigma_m)$$

La fonction $\varepsilon(P)$ se réduit alors à :

$$\varepsilon\,(P) \equiv g\,(P,\sigma_m) \equiv \left\{\frac{-P}{S \sin\theta} \cdot \sigma_m\right\} \qquad (III, p)$$

Dans certains cas, en faisant varier la tension du tube dont λ_o et λ_m, on peut amener λ_K entre ces deux valeurs et utiliser ainsi cette formule simplifiée.

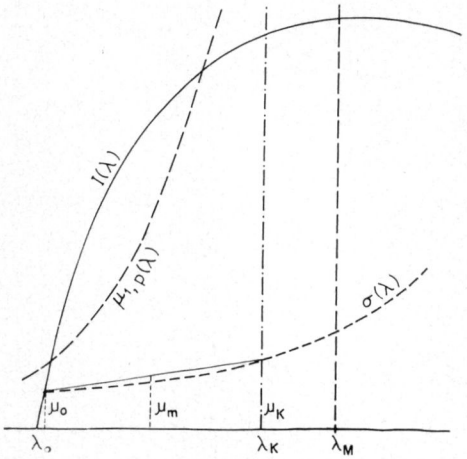


FIG. 3. — *Positions de* $I(\lambda)$, $\mu_{1,p}(\lambda)$ *et* $\sigma(\lambda)$ *lorsque* $\lambda_O < \lambda_K < \lambda_M$

IV. — APPLICATIONS

La formule générale se prête assez facilement à un calcul numérique valable pour une tension d'excitation déterminée. On prendra un exemple extrême, représenté par le dosage d'un élément lourd effectué sur sa raie K_α très énergétique.

A. *Dosage du Cadmium*

On cherche à se placer dans les conditions les meilleures pour mesurer de faibles quantités de Cd, en présence de 500 mg de carbonate de calcium (figurant des cendres végétales) intimement mélangés à 250 mg d'acide borique. Les résultats obtenus pour cet élément, permettront de résoudre le problème pour une des raies les plus énergétiques que l'on puisse mesurer pour un système dispersif tel que LiF ; en particulier, les résultats sont voisins de ceux que l'on peut attendre avec Ag, Sn et Sb dans une matrice similaire.

On prendra comme condition de calcul, une alimentation de 40 kV — 38 mA, ce qui représente une tension réelle de 37 kV et donne pour λ_o la valeur : 0,334 Å. On exprimera le poids en fonction de fractions simples de $\frac{P}{S \cdot \sin \theta}$ pour simplifier le calcul de la partie exponentielle, un poids de 4,35 g correspondant à $\frac{P}{S \cdot \sin \theta} = 1$ dans les conditions expérimentales utilisées.

On établit ensuite le tableau de calcul de la formule (III, *g*) pour des longueurs d'onde d'intervalle constant 0,020 Å. L'exemple du dosage du Cadmium est ainsi présenté dans les tableaux 2 et 3.

TABLEAU 2

Calcul des valeurs numériques de $\Sigma\ \Phi(\lambda_j)$ et $\Sigma[\Phi(\lambda_j) \times g(P_i, \lambda_j)]$

	λ	λ_0	$_1\lambda$	λ_2	λ_3	λ_4	λ_5	λ_K	$\frac{[\lambda_K]}{2}$	$\sum_0^5 + \frac{[\lambda_K]}{2}$
1		0,334	0,354	0,374	0,394	0,414	0,434	0,454		
2	$\sum \mu_{1,i}(\lambda) \cdot (p_i)$	0,820	0,960	1,100	1,220	1,400	1,600	1,790		
3	$\mu_{2,i} \cdot p_i$	2,750	2,750	2,750	2,750	2,750	2,750	2,750		
4	$\sigma(\lambda)$	3,570	3,710	3,850	3,970	4,150	4,350	4,545		
5	$\lambda - \lambda_0$	0	0,020	0,040	0,060	0,080	0,100	0,120		
6	$I_{(\lambda)} = \frac{\lambda - \lambda_0}{\lambda^3}$	0	0,451	0,764	0,981	1,127	1,223	1,282		
7	$\mu_{1,p}(\lambda)$	22,3	25,8	29,7	34,0	38,6	44,0	52,0		
8	$\varphi(\lambda)$	0	3,136	5,894	8,449	10,482	12,371	14,667	7,333	47,666
9	$\frac{p}{S \cdot \sin\theta} \cdot \sigma(\lambda)$ 1	3,570	3,710	3,850	3,970	4,150	4,350	4,545		
10	*idem* 1/2	1,785	1,855	1,925	1,985	2,075	2,175	2,272		
11	*idem* 1/3	1,190	1,236	1,283	1,323	1,383	1,450	1,515		

12	*idem*	1/4	0,892	0,927	0,962	0,992	1,037	1,087	1,138		
13	*idem*	1/6	0,595	0,618	0,642	0,662	0,692	0,725	0,757		
14	*idem*	1/8	0,447	0,463	0,481	0,496	0,519	0,543	0,568		
15	$\exp\left\{\frac{-p\cdot(\lambda)}{S\cdot\sin\theta}\right.$	1	0,028 1	0,024 5	0,021 3	0,018 9	0,015 7	0,012 9	0,010 6		
16	*idem*	1/2	0,167 5	0,156 3	0,145 7	0,137 2	0,125 3	0,113 7	0,103 3		
17	*idem*	1/3	0,304 2	0,289 6	0,277 8	0,267 0	0,251 0	0,234 6	0,219 2		
18	*idem*	1/4	0,409 0	0,395 0	0,382 5	0,371 0	0,354 0	0,337 0	0,320 0		
19	*idem*	1/6	0,551 0	0,539 0	0,527 0	0,515 0	0,500 0	0,484 0	0,468 0		
20	*idem*	1/8	0,642 0	0,629 5	0,618 0	0,609 0	0,595 0	0,580 0	0,567 0		
21	$\sum[\varphi(\lambda)\times g(\lambda)]$	1	0	0,076 8	0,125 4	0,159 5	0,157 6	0,159 7		0,077 7	0,756 7
22	*idem*	1/2	0	0,490 2	0,858 8	1,159 2	1,313 4	1,406 6		0,757 6	5,985 6
23	*idem*	1/3	0	0,908 2	1,637 4	2,255 9	2,631 0	2,902 2		1,607 5	11,942 1
24	*idem*	1/4	0	1,238 7	2,254 4	3,134 6	3,710 6	4,169 0		2,346 7	16,854 1
25	*idem*	1/6	0	1,690 3	3,106 1	4,351 2	5,241 0	5,987 5		3,432 1	23,808 3
26	*idem*	1/8	0	1,974 1	3,642 5	5,145 4	6,236 8	7,175 2		4,158 1	28,332 1

Le tableau 2 permet de calculer les fonctions $\varphi(\lambda_j)$ et $g(P_i, \lambda_j)$ (lignes 8 et 15 à 20), puis le produit $\varphi(\lambda_j) \cdot g(P_i, \lambda_j)$ ainsi que $[\Sigma\varphi(\lambda_j)$ et $\Sigma(\varphi(\lambda_j) \cdot g(P_i, \lambda_j)]$ (dernière colonne du tabl. 2).

Le tableau 3 donne la valeur numérique de la formule (III, *g*) pour les valeurs de $\frac{P}{S \cdot \sin\theta}$ utilisées et la valeur de l'erreur $\varepsilon(P)$ qui en découle. On peut ainsi tracer la courbe (1) de la figure 4, en fonction de P.

TABLEAU 3

Calcul de la fonction $\varepsilon(P)$

$\frac{P}{S \cdot \sin\theta}$	$\frac{\sum[\varphi(\lambda_j) \times g(P_i, \lambda_j)]}{\sum\varphi(\lambda_j)}$	ε %
1	0,015 9	1,60
1/2	0,125 5	12,55
1/3	0,250 5	25,05
1/4	0,353 6	35,35
1/6	0,499 5	49,95
1/8	0,594 4	59,45

On peut utiliser également la formule simplifiée (III, *o*) en admettant que l'excitation est monochromatique et les courbes 2 et 3 représentant la fonction $\varepsilon(P)$ pour deux valeurs moyennes de λ (0,394 et 0,414 Å).

Si d'autre part, on réalise des échantillons de compositions identiques à celles des modèles utilisés pour le calcul, on trouve pour $\varepsilon(P)$ les points expérimentaux de la figure 4. On observe ainsi que l'on peut prévoir une très forte erreur sur la mesure de Cd K_α dans la matrice considérée dès que le poids utilisé descend au-dessous de 4,5 g.

B. *Dosage du Molybdène*

Certains expérimentateurs mesurent Mo K_α sur des poudres végétales non calcinées, c'est-à-dire dans une matrice dont la composition moyenne peut être assimilée à un mélange de 1 partie de CO_3Ca pour 9 parties de cellulose.

On a calculé pour une excitation de 40 kV avec un tube d'Au, la courbe $\varepsilon(P)$ de 0,547 à 4,350 grammes de mélange $\left(\frac{P}{S \cdot \sin\theta} = \frac{1}{8}, \frac{1}{6}, \frac{1}{4}, \frac{1}{2} \text{ et } 1\right)$.

La formule (III, *g*) est calculée de 0,25 à 0,60 Å, les longueurs d'onde croissant de 0,05 Å et la figure 5 représente la variation de cette fonction. On remarque que l'erreur dépasse 10 p. 100 dès que le poids de matière utilisée tombe au dessous de 5 g pour des pastilles de 6,25 cm^2 de surface.

C. *Dosage du Cuivre*

Le cuivre est également dosé parfois dans les mêmes conditions, sur de la matière végétale sèche et non sur des cendres ; dans le cas d'une excitation par le tube d'Au, les raies AuL_α et $AuL_{\beta_{1,2}}$, contribuent notablement à la fluorescence de l'élément

en question. Il est assez difficile de répartir l'erreur en fonction de l'influence du rayonnement continu, et des diverses raies caractéristiques. Ce calcul nécessiterait la connaissance des intensités totales relatives de ces radiations. Il est plus facile de calculer les diverses courbes $\varepsilon(P)$ en supposant l'intervention séparée de chacune des radiations dans la fluorescence du Cu.

La courbe réelle est intermédiaire entre les courbes extrêmes ainsi tracées. La figure 6 représente ces diverses courbes pour une excitation de 40 kV. On peut en

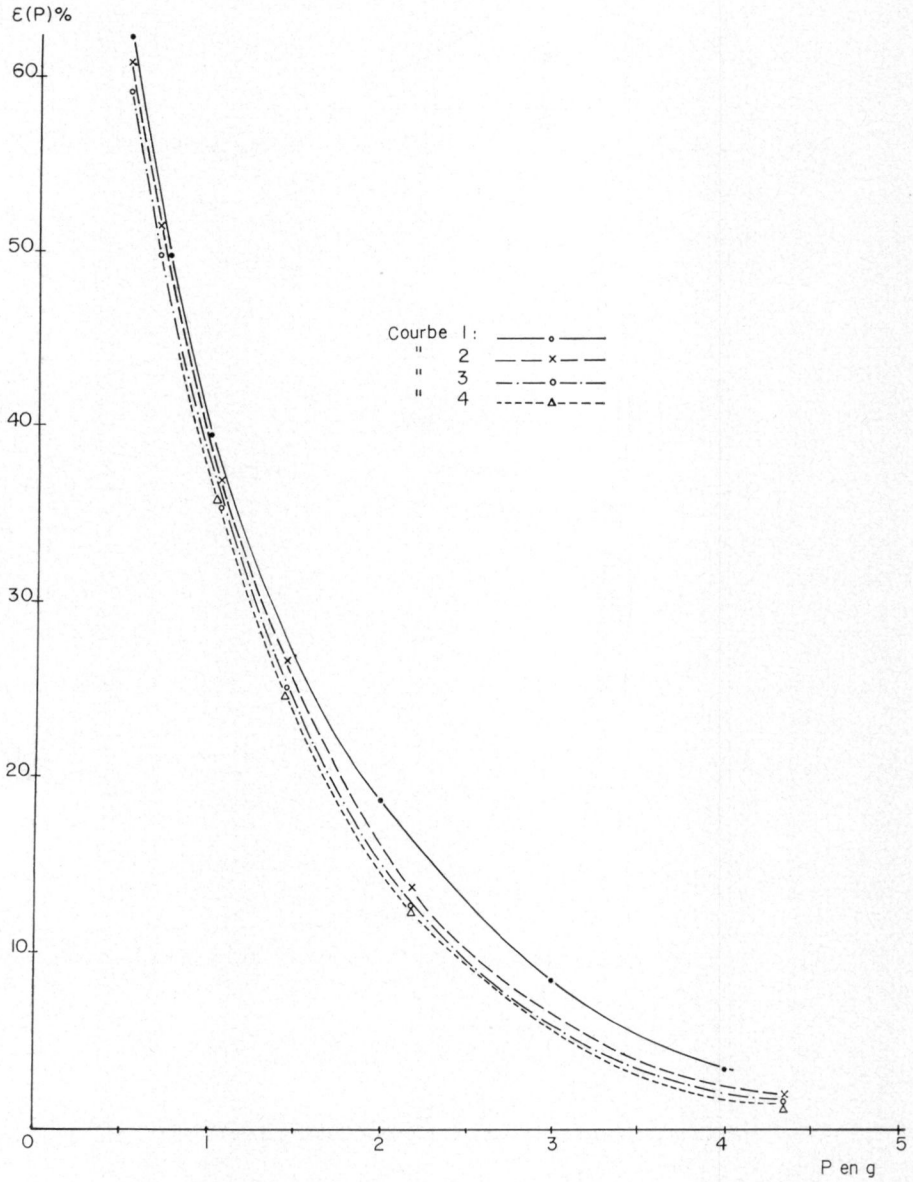


FIG. 4. — *Erreur sur la mesure de Cd Kα en fonction du poids de l'échantillon*

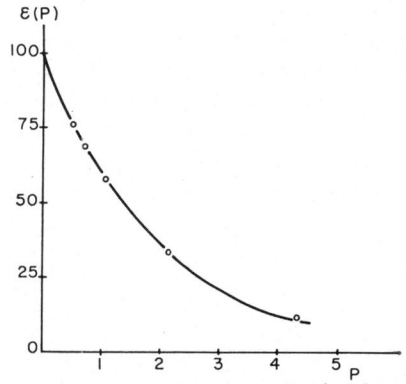


FIG. 5. — *Erreur sur la mesure de Mo Kα en fonction du poids de l'échantillon*

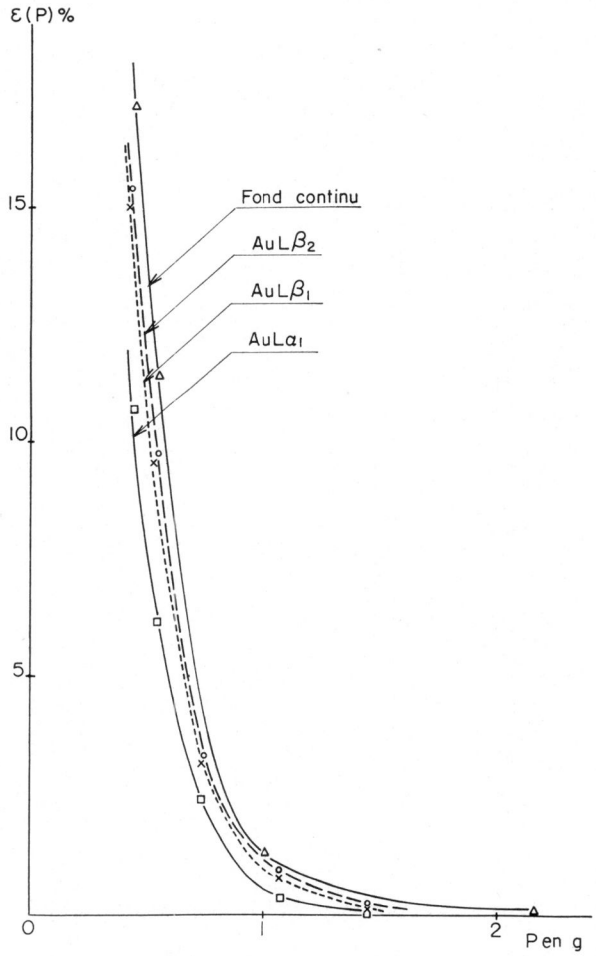


FIG. 6. — *Erreur sur la mesure de Cu Kα en fonction du poids de l'échantillon pour divers types d'excitation*

déduire que la quantité de matière végétale sèche à utiliser, doit être de l'ordre de 2 g pour que l'erreur soit négligeable.

On peut remarquer toutefois, que même pour des quantités plus faibles (c'est-à-dire des erreurs plus grandes par rapport à une pastille d'épaisseur « infinie »), on pourrait obtenir des résultats exacts dans la mesure où tous les échantillons et les standards présenteraient strictement la même valeur de $\frac{P}{S \cdot \sin \theta}$ et seraient, pour un poids déterminé, rigoureusement comparables. Mais si l'on se situe dans la zone très redressée de la courbe, de faibles différences d'épaisseur entraînent de fortes variations de la fonction $\varepsilon(P)$ et pour des poids de matière sèche inférieurs à 1 gramme, le dosage de Cu devient sujet à caution. Il en serait de même pour Zn, Se et Sr. Par contre, pour Fe et Mn dont les radiations sont moins énergétiques, la profondeur infinie peut être considérée comme largement atteinte à partir de 1 gramme de matière sèche pour une surface de 6,25 cm², les échantillons étant pressés à 2 t/cm². On a cependant intérêt, dans la mesure du possible, à augmenter cette quantité à 2 g pour se placer dans la zone horizontale de la courbe.

V. — INFLUENCE DE L'ÉPAISSEUR SUR LES RAIES DE DIFFUSION

On a proposé d'utiliser, comme étalon compensateur des variations d'absorption de l'échantillon, la diffusion du fond continu de l'anticathode, ou la diffusion de certaines raies caractéristiques. Ceci implique que ces divers rayonnements ne soient pas perturbés ou modifiés par la géométrie de la pastille et particulièrement par son épaisseur. On doit donc étudier la variation de la diffusion pour une matrice donnée, par rapport à une pastille d'épaisseur « infinie ».

Soit un échantillon irradié et observé sous des angles égaux θ, soumis à un rayonnement homogène, cyclindrique, dont on considére une raie diffusée λ_o d'intensité I_o.

Le coefficient massique d'absorption de l'échantillon est :

$$\mu_o = \sum_1^p \mu_{o,i} \cdot p_i \qquad \text{(V, } a\text{)}$$

à la profondeur x, parvient une intensité unitaire :

$$i_o = I_o \exp\left\{\frac{-\mu_o \cdot \rho \cdot x}{\sin \theta}\right\} \qquad \text{(V, } b\text{)}$$

Dans la couche dx, existe un nombre d'atomes dont les facteurs de diffusion varient et qui attribue à des échantillons homogènes et comparables, un facteur de diffusion moyen $\bar{\eta}$. Cette couche diffuse, toutes choses égales d'ailleurs, une intensité totale proportionnelle à Sdx.

$$di_{diff.} = \bar{\eta} \cdot I_o \cdot S \cdot \exp\left\{\frac{-\mu_o \cdot \rho \cdot x}{\sin \theta}\right\} \cdot dx \qquad \text{(V, } c\text{)}$$

Lorsqu'une partie de ce rayonnement peut subir une diffusion incohérente, l'intensité se partage selon un rapport constant pour une composition déterminée et chaque fraction émanant de la couche dx est ensuite absorbée dans son trajet de retour ; on a dès lors :

$$di_{aiff} = \alpha \cdot \bar{\eta} \cdot I_o \cdot S \cdot \exp\left\{\frac{-2\,\mu_o \cdot \rho \cdot x}{\sin\theta}\right\} \cdot dx$$

ou :

$$di_{aiff} = \beta \cdot \bar{\eta} \cdot I_o \cdot S \cdot \exp\left\{\frac{-(\mu_o + \mu'_o) \cdot \rho \cdot x}{\sin\theta}\right\} \cdot dx \qquad (V, d)$$

selon que la diffusion se fait sans ou avec changement de longueur d'onde. L'une ou l'autre des expressions (V, d) s'intègre ensuite de 0 à x, puis de 0 à ∞ et l'on obtient :

$$\varepsilon\,[P] = \exp\left\{\frac{-(\mu_o + \mu'_o) \cdot P}{S \cdot \sin\theta}\right\} \qquad (V, e)$$

On peut écrire :

$$\log \varepsilon\,(P) = -(\mu_o + \mu'_o)\,\frac{P}{S \cdot \sin\theta} \qquad (V, f)$$

On obtient ainsi en fonction de $\frac{P}{S \cdot \sin\theta}$ des droites dont l'inclinaison dépend de $\mu_o + \mu'_o$.

On a représenté sur la figure 7, la relation :

$$\log_{10}(\varepsilon\,(P)_{\%}) = 2 - 0{,}43429\,(\mu_o + \mu'_o)\,\frac{P}{S \cdot \sin\theta} \qquad (V, g)$$

pour diverses valeurs de $\mu_o + \mu'_o \neq 2\,\mu_o$.

Les droites en pointillés A, A', B, B' ont été établies dans le cas des raies Au L_{β_1} et Mo K_α provenant de deux tubes générateurs, et diffusés par des matrices CO_3Ca (2) — BO_3H_3 (1) (droites A et A') et CO_3Ca (1) — cellulose (9) (droites B et B'), figurant respectivement des échantillons de cendres végétales additionnées de liant et des échantillons de matières végétales sèches.

La droite (D) (ordonnées P à droite de la figure) permet de passer du poids P de la pastille au rapport $\frac{P}{S \cdot \sin\theta}$ qui dépend de la géométrie des échantillons et de l'appareil utilisé. On voit, par exemple, qu'en utilisant le rayonnement Mo K_α, d'un tube de molybdène comme étalon, il faut disposer de plus de 1,650 g de mélange (soit 1,100 g de cendres pour avoir une erreur inférieure à 1 p. 100). Dans le même cas, l'utilisation d'une raie Au L_{β_1} permet de n'utiliser que 0,5 g de mélange, soit moins de 0,330 g de cendres. L'utilisation de Mo K_α pour des matières végétales sèches sera prohibitive quant à la quantité à utiliser pour obtenir une bonne précision sur la raie étalon.

VI. — CONCLUSIONS

Le dosage des oligo-éléments dans les végétaux et particulièrement dans les cendres végétales, présente une bonne précision dans la mesure où l'on respecte le critère d'épaisseur infinie pour la pastille échantillon. L'étude ci-dessus permet de

prévoir le pourcentage d'erreur commise sur la mesure d'une raie de fluorescence lorsqu'on s'éloigne de cette condition ; ceci peut être rendu obligatoire si l'on ne dispose que de quantités limitées de matière. Pour les éléments de numéro atomique inférieur à celui de Zn, une erreur inférieure à 1 p. 100 est obtenue même si l'on ne dispose que de 200 mg de cendres que l'on mélange à 100 mg d'acide borique. Pour le Strontium, il est nécessaire pour obtenir une même précision de disposer de près de 1 g de cendres.

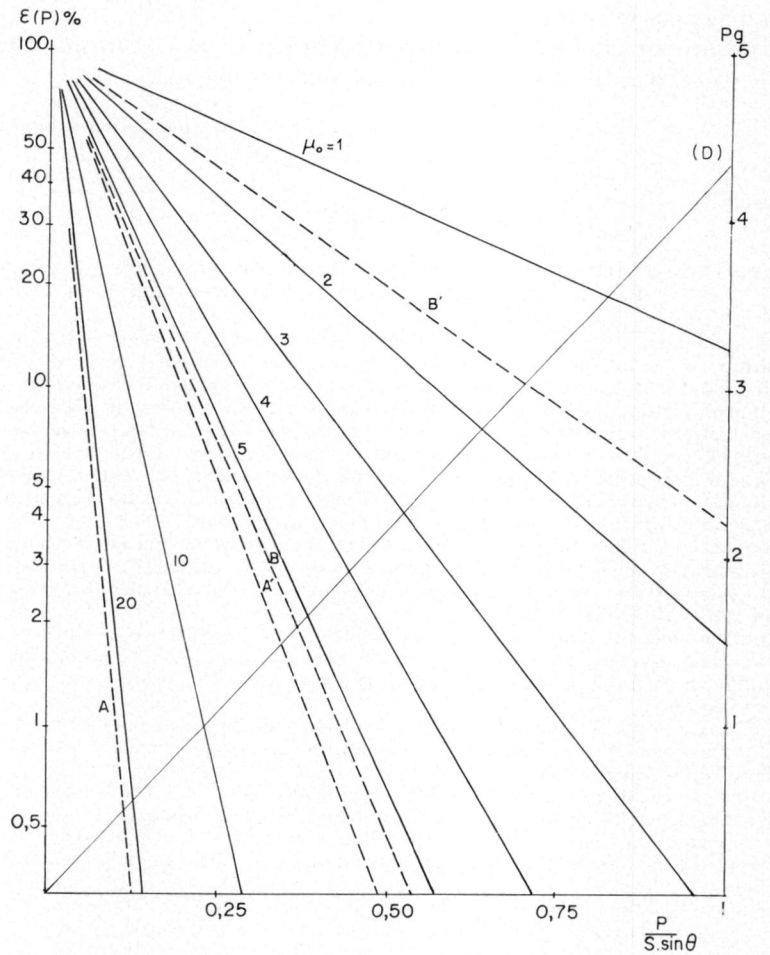


FIG. 7. — *Erreur sur la mesure d'une raie excitatrice diffusée en fonction du poids de l'échantillon*

Comme l'utilisation de très faibles quantités de matières pose le problème de la réalisation correcte de la pastille, il est évidemment préférable de ne pas rechercher les conditions de limite inférieure. C'est ainsi que pour les éléments de Se à Mn, on peut préconiser le mélange de 2 parties de cendres à 1 partie de liant.

Pour les dosages sur la matière végétale sèche, seules les raies K de Fe et Mn sont mesurables sans grand risque d'erreur, sur moins de 2 g de matériel.

De même, l'utilisation d'une raie de diffusion comme étalon compensateur de l'absorption de l'échantillon, doit tenir compte de ce critère d'épaisseur infinie.

Dans la pratique, on calcine les végétaux de façon ménagée (entre 450° et 500°), et on mélange soigneusement 2 parties de cendres pour une partie de BO_3H_3. On pèse 750 mg de ce mélange que l'on dépose au fond du moule à pastiller. On égalise, on tasse à la main avec un mandrin en aluminium, on dépose ensuite 1 à 2 g d'acide borique et l'on presse à raison de 2 t/cm². Les standards sont fabriqués de la même façon à partir d'acide borique contenant les éléments en quantités connues et de carbonate de calciun spectrographiquement pur.

Une publication ultérieure sera consacrée à une méthode de correction des variations de matrice, par calcul et à l'exposé des résultats obtenus.

Reçu pour publication en juillet 1966.

SUMMARY

DETERMINATION OF THE MINERAL ELEMENTS IN PLANTS THROUGH X-RAY FLUORESCENCE.
II. — INFLUENCE OF THE AMOUNT OF PLANT-MATTER

The determination, through X-ray fluorescence, of the mineral elements which are present in small quantities in plants, certainly offers some advantages over the usual chemical determination methods (reproducibility, rapidity, simpleness etc.). However, it generally requires an important quantity of plant matter, as it should if possible, be carried out on ash pellets of relatively large size. If the plant matter is scarce, it is necessary to know the lower thickness limit of the sample which can be compatible with an intensity measurement as close as possible to the theoretical intensity produced by an ideal pellet with a supposedly infinite thickness. This problem is dealt with in the general case of an excitation by a continous polychromatic radiation and its solution results in a defined integral for which a solution is given by a numerical calculus.

An exemple on the determination of Cd in a matrix similar to a mineral ash is calculated on the base of this general formula ; in certain cases, this formula can be simplified, and the determination of Mo and Cu in matrices similar to dry vegetal substances is studied from the standpoint of the quantity of sample which should be used.

This same problem of pellet-thickness is applied to the measurement of a diffusion ray of the anticathode, when such a radiation is used as a reference to compensate the absorption variations caused by differences in the chemical composition of the samples. This study leads to the following practical conclusions :

1. In the case of the determination of elements having an atomic number higher than 34, the measuring of the ray-intensities K is not compatible with the use of dry matter as a constituent of the sample to be presented to the apparatus.

2. In the case of the determination of these same elements on ashes mixed in the proportion of 2 : 1 to a binding agent, the quantity of ash to use should be higher then 0,500 g.

3. In the case of the determination of elements included betwen Z = 25 (Mn) and Z = 34 (Se), one can accept the use of a mixture of 0,5 g ashes and 0,25 g of a light binding agent such as boric acid or cellulose.

If there is only a small amount of material at ones disposal, it is of course possible to increase the fictitious thickness by adding CO_3Ca so as to make a weight equal to 500 mg of ash.

ZUSAMMENFASSUNG

BESTIMMUNG DER MINERALISCHEN ELEMENTEN IN DEN PFLANZEN DURCH RÖNTGENFLUORESZENZ
II. — EINFLUSS DER STOFFMENGE

Die Bestimmung durch Röntgenfluoreszenz der in niedriger Menge in den Pflanzen enthaltenen mineralischen Elementen bietet unbestreitbare Vorteile über die gewöhnlichen chemischen Bestimmungsmethoden (Reproduzierbarkeit, Schnelligkeit, Einfachkeit). Diese Methode verlangt allerdings

meistens eine grosse Stoffmenge, da vorzugweise auf Aschentabletten von ziemlich grossem Umfang ausgeführt werden soll. Wenn das Pflanzenmaterial nicht reichlich vorhanden ist, wird es nötig, die niedrigste Probendichen grenze zu kennen, welche mit einer, der Intensität einer Idealtablette von unendlidh angenommene Dicke möglichst nahe Intensitätsmass vereinbar ist. Dieses Problem wird im allgemeinen Falle einer Erregung durch ständige, polychromatische Strahlung behandelt ; seine Losüng führt zu einer bestimmten Integrale für welche eine Lösung durch numerische Rechnung gegeben wird.

Es wird ein Beispiel über die Cd-Bestimmung in einer Matrize, die einer mineralischen Asche älmlich ist, auf der Basis dieser allgemeinen Formel berechnet. In bestimmten Fälle vereinfacht sich diese Formel, und die Mo- und Cu-Bestimmung in trocken Pflanzenstoffe ähnlichen Matrizen werden vom Standpunkte der zu verwendenden Probenmenge üntersucht.

Dasselbe Problem der Tablettendicke wird für die Messung eines Diffusionstrahls der Antikathode angewendet, wenn eine Solche Strahlung als Referenzmassstab verwendet wird, um die Absorptionsvariationen, die auf Unterschiede in der chemischen Zusammen setzung der Proben Zurückzuführen sind, auszugleichen. Diese Untersuchung führt auf follgende praktischen Folgerungen :

— Im Falle der Bestimmung von Elementen mit einer Atomzahl über 34 ist die Messung der Strahlintensitäten Kd mit der Anwendung von Trockensubstanz als Bestandteil der Proben, die dem Apparat vorgehalten werden, nicht vereinbar.

— Im Falle der Bestimmung derselben Elementen auf Aschen, die im Verhältnis von 2 : 1 mit einem Bindemittel vermischt wurden, muss die zu werwendende Menge mehr als 0,500 g betragen.

— Im Falle der Bestimmung von Elementen, die zurschen $Z = 25$ (Mn) und $Z = 34$ (Se) enthalten sind, kann man die Anwendung einer Mischung von 0,5 g Aschen mit 0,25 g eines leichten Bindemitells wie Borsäure oder Zelulose zulassen.

Wenn nur wenig Materiel zur Verdügung steht, kann man selbstverständlich die fiktive Dicke vergrössern, indem man CO_3Ca dazugibt, um ein Gewicht gleich 500 mg Aschen wiederherzustellen.

РЕЗЮМЕ

Дозаж минеральных элементов в растениях при помощи флуоресценции X. (II) Влияние количеств материала.

Р. ГЕНЭЛОН.

Дозаж минеральных элементов, находящихся в растениях в небольших количествах, при помощи флуоресценции X, представляет несомненные преимущества по сравнению с нормальными химическими анализами (легкость репродукции, быстрота, простота). Он требует, однако, в большинстве случаев, больших количеств материала ибо производится на таблетках золы довольно крупных размеров. В случае, когда имеется мало растительного материала, нужно принимать во внимание низший предел плотности пробы соответствующий цифре интенсивности находящейся в наиболее близком соседстве с теоритической интенсивностью идеальной таблетки, предполагаемая плотность которой равна бесконечности. Автор разсматривает эту задачу взятую в ее общем случае возбуждения при помощи постоянного полихроматического излучения, разрешение которой, приводит к определенному интеграллу, решение которого получается при помощи числового разсчета.

Один из примеров разсчета дозажа Кадмия в матрице аналогичной минеральной золе приводится при помощи этой общей формулы. В некоторых случаях она упрощается и анализы Молибдена и Меди в матрицах подобных сухому растительному материалу изучается с точки зрения количества необходимого для пробы.

То-же решение задачи плотности таблетки применяется в случае измерения луча рассеяния антикатода, когда такого рода измерение

служит в качестве образца для сравнения, чтобы возместить изменения поглощения вызванные различиями в химическом составе проб. Это изучение проводит к следующим практическим выводам :

— В случае дозажа элементов атомный вес которых превышает 34, измерение интенсивности лучей $K\alpha$ не соответствует с применением сухой материи в качестве составного элемента пробы подающейся к аппарату.

— В случае дозажа тех-же элементов смешанных в соотношении 2 : 1 в золе со связывающим веществом, необходимо чтобы количество употребленной в опыте золы превышало 0,500 гр.

— В случае дозажа элементов находящихся между Z = 25 (Mn) и Z = 34 (Se), можно допустить применение смеси 0,5 гр. золы с 0,25 гр. легкого связывающего вещества, как например борная кислота, или клечатка.

В случае, когда в распоряжении имеются лишь небольшие количества материала, можно конечно увеличить его фиктивную плотность при помощи прибавления извести (CO_3Ca), чтобы достичь веса равноценного 500 миллиграммам золы.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

CAEYMAEX L., 1962. Relation existant entre l'intensité des rayons X émis par un échantillon et la composition de la matrice. *Colloque de Madrid. Publ. Phillips*, **1**, 59-67.

CLAISSE F.. 1956. *Analyse quantitative précise par fluorescence des rayons X.* Publ. 327, Ministère des Mines, Québec, Canada.

COMPTON A. H., ALLISON S. K., 1934. *X-Rays in Theory and Experiment.* 2th edit., Van Nostrand, Inc. N. Y.

GUINIER A., 1961. Possibilités et limitations de l'analyse par spectrographie X. *Revue Universelle des Mines*, **14**, 143-150.

GUNN E. L., 1961. X-Ray fluorescence intensity of elements evaporated from solution on to thin films. *Anal. Chem.*, **33**, 921-927.

KRAMERS, in COMPTON, ALLISON, 1934. Publ. cit.

SHERMAN J., 1955. The theoretical derivation of fluorescent X-Ray, Intensities from mixtures. *Spectrochim. Acta*, **7**, 283-306.

SHERMAN J., 1957. A theoretical derivation of the composition of mixable specimens from fluorescent X-Ray intensities. *Adv. in X-Ray analysis*, vol. 1, 1957, p. 231-252, Plenum Press, Inc. N. Y.

TÖGEL K., 1962. Bases de la technique de préparation en analyse par fluorescence X. *Siemens-Zeitschrift.*, **8**, 597-603.

Ann. agron., 1966, **17** (6), 673-686.

INFLUENCE DE QUELQUES FUMURES SUR LES ACIDES AMINÉS DU GRAIN DE BLÉ ET DE LA RACINE DE CAROTTE

R. BAZIER, Andrée GUÉRILLOT-VINET, et J. GUÉRILLOT

Laboratoire de Recherches de la Chaire de Chimie biologique, École nationale supérieure agronomique, 78 - Thiverval-Grignon

SOMMAIRE

La composition en acides aminés des protides du grain de Blé et de la racine de Carotte récoltés sur les parcelles DEHÉRAIN, à Grignon, a été étudiée en vue de déterminer les répercussions éventuelles des diverses fumures qui y sont pratiquées sur la composition azotée et la valeur nutritionnelle de ces produits.

I. — INTRODUCTION

Au cours des vingt dernières années, l'étude de l'influence de diverses conditions culturales, et en particulier des fumures, sur la composition chimique des récoltes, a attiré l'attention de nombreux auteurs.

Dans le domaine de la composition en substances azotées, les travaux réalisés par COÏC (1949 *a*, 1949 *b*, 1953, 1956) sur les variations du métabolisme azoté provoquées par un apport d'azote au cours de la végétation du Blé, ont ouvert la voie à d'intéressantes recherches.

LEFEBVRE (1959) suit, chez l'Orge, la protéogenèse dans les grains en formation : la synthèse protéique est très active entre la floraison et le stade du grain laiteux, et cesse rapidement à la maturité. Elle peut être prolongée par un apport d'azote effectué à la montaison.

COÏC *et al.* (1963) montrent ensuite que cette alimentation azotée tardive amène une diminution des proportions de cystine et de lysine par rapport aux autres acides aminés. Mais en raison de l'élévation de la teneur en protides, la teneur du grain en ces deux acides aminés augmente nettement.

Des déficiences en phosphore ou en potassium (Coïc *et al.*, 1963) élèvent également la teneur en azote du grain, sans modification sensible de la composition en acides aminés. La carence en soufre conduit cependant à une augmentation importante de la proportion d'acide aspartique (Coïc *et al.*, 1962).

La Pomme de terre également, en raison de son importance dans l'alimentation humaine et animale, a été l'objet d'études variées. Ainsi, Mulder et Bakema (1956) montrent que la nutrition minérale peut modifier de façon importante la teneur en protides de la Pomme de terre. La composition en acides aminés de la partie protéique reste cependant très stable ; au contraire, celle de la fraction non protéique varie largement en fonction des apports de N, P et K.

Les parcelles Dehérain du champ d'expériences de la Station agronomique de Grignon reçoivent des traitements fertilisants très variés : soit fumier seul, soit fumure minérale complète ou déséquilibrée, soit absence de toute fumure. Du fait de la culture au champ, les conditions d'alimentation minérale des plantes croissant sur ces divers types de parcelles ne peuvent être rigoureusement contrôlées ; mais on peut admettre qu'elles sont très différentes, et nous avons cherché à savoir quelles répercussions elles pouvaient éventuellement avoir sur la composition azotée des produits récoltés.

A cet effet, nous avons étudié notamment les teneurs en acides aminés :

— du grain de Blé, essentiellement organe de réserve, à métabolisme peu actif après la maturité.

— de la racine de Carotte qui, en plus de ses fonctions de stockage, est le siège d'un métabolisme intense.

Ces deux produits végétaux étant utilisés comme aliments, nous avons, pour conclure, tenté d'évaluer l'incidence sur la valeur nutritive de leurs protides, de l'emploi de ces mêmes types de fumures.

II. — MÉTHODES ET TECHNIQUES

1. *Conditions expérimentales*

Les caractéristiques du champ d'expériences créé par Dehérain ont déjà été décrites (Guérillot, 1935 ; Morel, Richer, Masson, 1956).
Nous rappelons ici :

— les catégories de parcelles :

1) Parcelles recevant uniquement du fumier de ferme (depuis 1929)	8	répétitions
2) Parcelles recevant une fumure minérale complète NPK (depuis 1902)	7	—
3) Parcelles recevant P et K sans N (depuis 1929)	8	—
4) Parcelles recevant N et K sans P (depuis 1929)	8	—
5) Parcelles recevant N et P sans K (depuis 1929)	8	—
6) Parcelles sans engrais depuis 1931	8	—
7) Parcelles sans engrais depuis 1902	15	—
8) Parcelles sans engrais depuis 1875	4	—

— les formules de fumure :

	kg à l'are
Fumier de ferme	100
Sulfate d'ammoniaque	3,0
Nitrate de soude	1,5
Superphosphate minéral de chaux (18 p. 100 P_2O_5)	5,0
Chlorure de Potassium	0,5

soit N = 0,87 kg à l'are { 0,63 kg N ammoniacal / 0,24 kg N nitrique

P_2O_5 = 0,90 kg à l'are

K_2O = 0,30 kg à l'are.

— les variétés :

Blé { en 1961, *Cappelle*, Blé d'hiver. / en 1962, *Heurtebise*, Blé alternatif.

Carottes : rouge longue lisse de Meaux.

2. *Échantillonnage*

Blé. — Chaque parcelle d'un demi-are porte 24 lignes de Blé de 10 m de longueur, sur lesquelles on prélève, dès la maturité du grain, 10 fois un mètre. Après séparation du grain, un échantillon moyen est constitué pour chaque traitement à raison de 50 g de grain par parcelle.

Carottes. — Chaque parcelle d'un demi-are porte 12 rangs de carottes, de 10 m de longueur, distants de 40 cm. Au moment de la récolte, on prélève au hasard 60 carottes par parcelle, dans tous les rangs sauf les deux extrêmes.

Après un lavage soigné, chaque carotte est partagée en deux moitiés suivant la longueur, et une tranche fine est découpée sur l'une des moitiés parallèlement à la coupe précédente. Cette tranche, rapidement coupée en morceaux, est plongée dans l'azote liquide, puis broyée. L'ensemble des échantillons de carottes correspondant à une même catégorie de parcelles est homogénéisé et des prélèvements effectués en vue de la lyophilisation. Les flacons contenant la poudre de Carotte lyophilisée, bouchés et paraffinés, sont sonservés à — 20°C.

3. *Techniques analytiques*

Blé.

L'azote total est dosé par la méthode Kjeldahl suivant la technique proposée par le C. N. E. R. N. A. (1958).

Les acides aminés totaux sont déterminés, après hydrolyse acide (HCl 6 N) de 24 heures au bain d'huile à 120°C, par la technique de Moore, Spackman, et Stein (1958).

La cystine est dosée sous forme d'acide cystéique après oxydation performique et hydrolyse acide de 24 heures à 120°C par HCl 6 N, puis chromatographie sur Amberlite IR - 120 (De Belsunce, Pion, 1963).

Carottes.

. *Extraction par l'éthanol.*

On broie 2,5 g de matériel lyophilisé, à — 15°C, avec 100 ml d'éthanol à 80° préalablement refroidi à — 15°C. Après séparation de la solution éthanolique, le résidu est repris par de l'éthanol à 80° comme précédemment. On procède ainsi à 4 extractions successives, puis on mélange tous les extraits. Le résidu est seché sous vide en présence d'anhydride phosphorique, puis broyé.

L'azote du résidu insoluble est dosé par la méthode de Kjeldahl ; l'azote soluble dans l'éthanol l'est de la même façon, après réduction des nitrates selon la technique de Jodlbauer (BRUNEL, 1948).

. *Dosage des acides aminés et amides libres.*

Une partie de la solution éthanolique, concentrée, est chromatographiée sur Amberlite IR-120 selon MOORE, SPACKMAN et STEIN (1958). Les deux amides, asparagine et glutamine, émergent en un seul pic en même temps que la thréonine et la sérine. Pour les séparer, l'effluent contenant ces 4 constituants est rassemblé et soumis à une hydrolyse douce (HCl N, pendant 3 heures à 90°C) qui libère quantitativement les acides aspartique et glutamique correspondant aux amides. Une nouvelle chromatographie sur Amberlite IR-120 permet la détermination de ces deux acides aminés, de la thréonine et de la sérine.

. *Acides aminés de la fraction insoluble.*

Deux portions de 250 mg du résidu d'extraction sont hydrolysées par 250 ml HCl 6 N au bain d'huile à 120°C, l'une pendant 24 heures, l'autre pendant 48 heures. Les acides aminés libérés sont séparés par chromatographie sur colonne comme précédemment. Les valeurs retenues sont la moyenne des résultats correspondant à chacune de ces hydrolyses. Certains acides aminés cependant, comme la thréonine et la sérine, sont détruits par une hydrolyse prolongée : on les dose dans l'hydrolysat de 24 heures ; d'autres au contraire, comme la valine et l'isoleucine, incomplètement libérés par l'hydrolyse de 24 heures, sont dosés après celle de 48 heures.

III. — RÉSULTATS

A — *Blé*

1. *Azote total.*

Les résultats obtenus sont rassemblés dans le tableau 1.

La teneur en azote total du Blé *Heurtebise* récolté en 1962 est, pour toutes les catégories de fumures, supérieure à celle du Blé *Cappelle* de 1961. Bien que cette différence puisse résulter aussi bien des conditions climatiques propres à chaque année que du changement de variété de Blé, une constatation s'impose : *les taux d'azote sont les mêmes pour le Blé recevant une fumure minérale complète (NPK) et pour celui des parcelles à fumier* ; ceux du Blé cultivé sans engrais sont également très voisins, qu'il s'agisse des sols sans engrais depuis 1875, 1902 ou 1931.

Les fumures minérales incomplètes, (PK), (NK), (NP), n'ont pas eu une action très nette sur la teneur en azote du grain. Notons seulement l'effet des déficiences en phosphore et potassium, qui l'augmentent de 17 à 20 p. 100 dans le cas du blé d'hiver récolté en 1961. La diminution concomitante du rapport grain /paille, dont la

TABLEAU I

Teneurs du grain de Blé en azote total

Récolte 1961 — Variété *Cappelle*

	Fumier	NPK	PK	NK	NP	Sans engrais		
						depuis 1931	depuis 1902	depuis 1875
Azote p. 1 000 de matière sèche du grain	16,60	16,48	15,96	19,31	19,85	15,99	15,50	15,58
Indice de comparaison par rapport à NPK = 100	100	100	97	117	120	97	94	94

Récolte 1962 — Variété *Heurtebise*

	Fumier	NPK	PK	NK	NP	Sans engrais		
						depuis 1931	depuis 1902	depuis 1875
Azote p. 1 000 de matière sèche du grain	20,25	20,93	17,13	21,69	23,04	18,58	18,78	18,47
Indice de comparaison par rapport à NPK = 100	97	100	82	104	110	89	90	88

valeur, de 0,60 en moyenne pour les autres traitements, descend à 0,46 en absence de P ou de K, semble indiquer que cette augmentation de la teneur en protides résulterait d'une alimentation azotée du grain comparativement plus abondante que l'alimentation glucidique, celle-ci étant diminuée par suite d'une réduction de l'activité photosynthétique.

2. *Azote aminé.*

L'examen des données du tableau 2 ne permet d'attribuer à aucun des traitements des variations bien nettes de la composition en acides aminés ; les quelques différences notées sur la récolte d'une année ne se retrouvent pas sur l'autre.

B — *Carottes*

Le poids des récoltes de Carottes figure dans le tableau 3. Les teneurs des différentes formes d'azote dans les racines sont représentées dans la figure 1 et le tableau 4.

TABLEAU 2

Composition en acides aminés des protides du grain de Blé
(en g d'acides aminés pour 16 g d'azote)

	Récolte 1961 — Variété *Cappelle*								Récolte 1962 — Variété *Heurtebise*							
						Sans engrais								Sans engrais		
	Fumier	NPK	PK	NK	NP	depuis 1931	depuis 1902	depuis 1875	Fumier	NPK	PK	NK	NP	depuis 1931	depuis 1902	depuis 1875
Acide aspartique	5,1	5,0	5,1	5,2	4,8	4,9	5,1	4,9	5,1	5,0	5,5	5,1	5,4	5,3	5,3	5,1
Thréonine	2,9	3,0	2,9	3,0	2,9	3,0	2,9	2,8	2,8	3,0	3,1	2,8	3,1	2,6	2,6	2,9
Sérine	4,6	4,5	4,8	4,9	4,6	5,1	4,6	4,5	4,5	4,6	4,7	4,5	4,6	4,2	4,4	4,6
Acide glutamique	26,1	25,0	25,5	28,0	25,4	27,0	24,5	23,5	27,5	26,9	27,1	29,2	28,4	25,9	27,3	27,0
Proline	8,6	7,9	7,4	9,3	8,3	7,8	7,8	7,7	8,7	8,7	9,5	9,6	9,4	8,2	9,6	8,8
Glycine	3,9	3,9	4,1	3,7	3,9	3,8	3,9	3,7	3,9	3,8	4,1	3,9	4,1	3,9	3,9	3,8
Alanine	3,4	3,7	4,0	3,5	3,8	3,8	3,6	3,9	3,5	3,5	3,7	3,8	3,8	3,6	3,5	3,6
Valine	4,6	4,5	4,7	4,4	4,5	4,6	4,7	4,7	4,5	4,3	4,7	4,6	5,5	4,4	4,7	5,0
Méthionine	1,8	1,7	1,4	1,4	1,8	1,7	1,2	1,8	1,8	1,7	1,5	1,8	1,6	1,6	1,7	1,3
Isoleucine	3,6	3,5	3,6	3,6	3,4	3,4	3,3	3,8	3,9	3,6	3,6	3,7	3,6	3,5	3,7	3,8
Leucine	6,8	6,6	6,5	6,0	6,4	6,4	6,2	6,8	6,3	6,5	6,9	7,5	6,6	6,4	6,6	7,0
Tyrosine	2,8	2,6	2,7	3,0	2,6	2,6	2,6	3,1	2,8	3,2	2,6	2,8	2,7	2,6	2,7	2,7
Phénylalanine	4,2	4,0	4,1	4,4	4,2	4,3	4,0	4,4	4,4	4,6	4,2	4,5	4,4	4,4	4,2	4,5
Lysine	2,9	2,8	3,0	2,7	2,8	2,7	2,8	2,7	2,6	2,5	2,9	2,6	2,8	2,7	3,0	2,9
Histidine	2,1	1,8	1,9	1,8	2,3	1,6	1,8	2,1	2,0	2,0	2,1	2,0	2,3	2,0	2,2	1,9
Arginine	3,9	4,5	4,2	4,5	4,2	4,2	4,3	4,4	4,3	3,7	3,9	3,8	4,0	3,8	4,5	3,7
Cystine									2,7	2,8	2,9	2,8	2,9	2,9	2,9	2,9

1. *Azote total.*

Seules, les carottes cultivées sans potassium sont légèrement plus riches en azote total que celles qui reçoivent la fumure minérale complète. L'absence de phosphore dans la fumure n'a pas d'effet sensible ; au contraire, l'absence prolongée de toute fumure, ou la suppression de l'azote, conduisent aux teneurs les plus faibles, inférieures de plus de 40 p. 100 à celles des carottes NPK (tabl. 4).

TABLEAU 3

Poids des récoltes de carottes
(en kg à l'are)

Fumier	NPK	PK	NK	NP	Sans engrais		
					depuis 1931	depuis 1902	depuis 1875
278	348	284	314	242	248	222	192

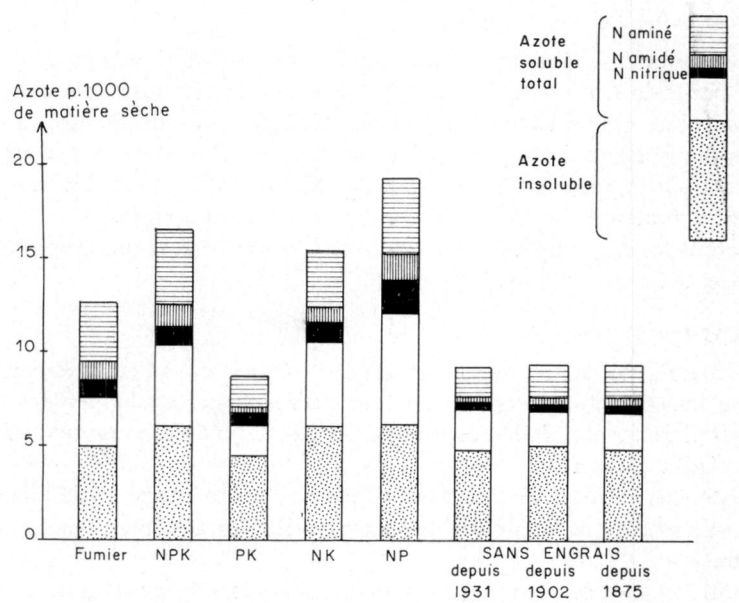


FIG. 1. — *Répartition pour chaque type de fumure, de l'azote total (pour 1 000 de matière sèche) entre les formes soluble et insoluble*

Le remplacement de la fumure NPK par le fumier amène la diminution de 25 p. 100 du taux d'azote total des carottes, ce qui peut paraître inattendu ; mais il convient de remarquer que la quantité de fumier épandu chaque année, si elle maintient stable le niveau de matière organique du sol (MOREL, RICHER, MASSON,

1956) ne contient que la moitié environ de l'azote et du phosphore apportés par la fumure NPK (GUÉRILLOT et DUCET, 1943).

TABLEAU 4

Fractions azotées de la racine de Carotte
(en mg par g de matière sèche)

	Fumier	NPK	PK	NK	NP	Sans engrais		
						depuis 1931	depuis 1902	depuis 1875
Azote soluble	7,7	10,5	4,3	9,4	13,2	4,5	4,5	4,6
Azote du résidu insoluble	5,0	6,1	4,5	6,1	6,2	4,8	5,1	4,9
Azote total (soluble + résidu)	12,7	16,6	8,8	15,5	19,4	9,3	9,5	9,5
Azote aminé et amidé	4,2	5,2	2,0	3,9	5,4	1,8	2,1	2,2
Azote nitrique	0,9	0,9	0,6	1,0	1,8	0,4	0,4	0,4
N soluble p. 100 de N total	60,6	63,2	48,8	60,6	68,0	48,3	46,3	48,4
N aminé et amidé p. 100 de N soluble	54,5	49,5	46,5	41,4	40,9	40,0	47,7	47,8
N nitrique p. 100 de N soluble	11,6	8,5	13,9	10,6	13,6	8,8	9,0	8,6

2. *Azote soluble et azote insoluble.*

Le diagramme de la figure 1 fait ressortir l'écart relativement faible (de 4,5 à 6,2 mg N par g de matière sèche) entre les teneurs en azote insoluble correspondant à des conditions extrêmes d'alimentation minérale. Les différences notées pour l'azote total résultent donc principalement des variations de la teneur en azote soluble (de 4,3 à 13,2 mg N soluble par g de matière sèche). Cette fraction est particulièrement abondante chez les plantes cultivées sans potassium.

Dans tous les cas, nous avons vérifié que l'azote nitrique ne représente qu'une faible partie de l'azote soluble.

3. *Azote aminé et amide libre.*

L'azote total des acides aminés et amides solubles dans l'éthanol constitue une fraction de l'azote soluble sensiblement identique pour la plupart des catégories (environ 50 p. 100), plus faible cependant en cas de déficience en potassium ou en phosphore (40 à 41 p. 100).

Il existe donc, à côté de l'azote nitrique, de l'azote aminé et de l'azote amidé, une part importante de composés azotés extraits par l'éthanol ; nous ne l'avons pas examinée.

Qualitativement, on retrouve pour les différents lots de carottes la même gamme d'acides aminés.

Certains, comme la glycine, la méthionine, la lysine et l'histidine, n'existent qu'en quantité très faible; la proline n'a jamais été caractérisée, et la cystine n'apparaît qu'à l'état de traces non dosables.

Les acides aspartique et glutamique et leurs amides (asparagine et glutamine), l'alanine et l'arginine, sont les plus abondants et représentent à eux seuls 80 p. 100 de l'azote aminé et amidé total.

Le tableau 5 indique les proportions des différents acides aminés pour 100 molécules d'acides aminés et amides libres. Il permet plusieurs observations :

a - Dans le groupe des acides dicarboxyliques et de leurs amides, quantitativement le plus important (60 à 65 p. 100 des acides aminés et amides libres), il apparaît que :

— *l'acide aspartique* existe en proportion sensiblement constante dans tous les cas (11 à 14 p. 100) ; il en est de même pour *l'asparagine*, sauf dans le cas de la fumure minérale sans azote : par rapport à l'alimentation minérale complète, sa proportion baisse alors de 20 p. 100.

— la proportion de *glutamine* est beaucoup plus variable : en cas de remplacement de la fumure NPK par le fumier, ou de suppression d'engrais depuis au moins 60 ans, elle diminue de 30 p. 100 environ. Cette diminution atteint 50 p. 100 en absence

TABLEAU 5

Acides aminés et amides libres de la racine de Carotte

En moles de l'acide pour 100 moles d'acides aminés libres totaux	Fumier	NPK	PK	NK	NP	Sans engrais		
						depuis 1931	depuis 1902	depuis 1875
Acide aspartique	13,9	11,2	12,6	12,2	10,5	14,6	13,1	11,1
Asparagine	22,6	18,8	14,9	20,1	18,7	18,3	19,9	19,4
Thréonine	3,0	3,0	3,0	3,6	2,7	3,7	3,2	3,3
Sérine	5,6	4,8	6,4	7,8	4,1	6,7	7,3	5,8
Acide glutamique	11,6	12,0	17,0	13,9	12,9	15,7	13,7	11,7
Glutamine	10,8	15,3	7,8	13,2	19,9	7,3	10,0	11,3
Glycine	0,5	0,4	0,7	0,4	0,4	0,5	0,8	0,4
Alanine	18,3	18,1	23,2	14,8	14,7	16,2	16,6	17,8
Valine	4,2	4,3	4,6	3,6	4,5	6,3	4,4	6,3
Méthionine	0,5	0,3	0,3	0,3	0,7	0,4	0,3	0,3
Isoleucine	2,4	2,4	2,6	2,2	2,4	2,4	2,5	3,3
Leucine	1,5	1,7	1,4	1,5	1,5	1,5	1,7	1,8
Tyrosine	1,0	0,9	1,4	0,8	0,6	1,4	1,3	1,4
Phénylalanine	1,1	1,0	1,2	1,0	1,1	1,8	1,2	1,7
Lysine	0,5	0,3	0,7	0,5	0,4	0,7	0,7	0,6
Histidine	0,2	0,2	0,6	0,2	0,2	0,5	0,5	0,5
Arginine	1,9	4,9	1,6	3,6	4,8	1,9	2,6	3,1

d'azote ou si l'engrais n'est supprimé que depuis 30 ans ; en même temps, *l'acide glutamique* augmente environ d'un tiers. Dans tous les cas, la somme (acide glutamique + glutamine) reste sensiblement constante, sauf en absence de potassium (augmentation de 30 p. 100 de la proportion de glutamine).

b - *L'alanine* (16 à 18 p. 100 de l'ensemble des acides aminés et amides libres) subit des variations inverses de celles de la glutamine : dans les carottes cultivées sans azote, sa proportion augmente de près de 30 p. 100 par rapport à NPK, et diminue de 20 p. 100 dans celles qui sont privées de potassium ou de phosphore.

c - *L'arginine* ne représente, suivant les cas, que 2 à 5 p. 100 des molécules d'acides aminés et amides libres ; mais, du fait de la présence de quatre groupements

azotés dans sa molécule, l'azote qu'elle apporte intervient pour une part importante (5 à 13 p. 100) dans l'azote aminé et amidé libre total. Sa proportion est la plus élevée dans les carottes correspondant aux traitements NPK et NP (4,9 et 4,8 p. 100 respectivement) ; elle est alors trois fois plus élevée que dans celles des parcelles sans azote, avec fumier et sans engrais depuis 1931 (1,9, 1,6 et 1,9 p. 100).

Ces variations des proportions d'arginine en fonction de la fumure sont à rapprocher de celles de la glutamine. Dans les deux cas, on observe les valeurs maximales dans les mêmes catégories, NPK et NP, et les valeurs minimales dans les catégories PK, Fumier et Sans engrais depuis 1931.

Il apparaît donc une différence essentielle entre les carottes obtenues avec une alimentation minérale, soit complète, soit sans azote : dans ce dernier cas, diminution très importante de la glutamine et de l'arginine libres accumulées avec la fumure minérale complète.

TABLEAU 6

Composition de la fraction protéique de la racine de Carotte

En moles de chaque acide pour 100 moles d'acides aminés de la fraction protéique	Fumier	NPK	PK	NK	NP	Sans engrais		
						depuis 1931	depuis 1902	depuis 1875
Acide aspartique	10,1	9,6	9,6	10,1	10,2	10,4	10,2	11,0
Thréonine	5,2	5,2	5,4	5,7	5,2	5,5	5,5	5,3
Sérine	6,7	6,7	6,7	6,9	6,7	7,2	7,0	7,0
Acide glutamique	10,1	10,1	9,9	10,3	10,4	10,6	10,3	10,5
Proline	5,0	4,4	4,0	4,8	4,9	5,1	5,6	4,0
Glycine	10,1	10,7	11,3	9,9	10,5	9,9	10,0	10,2
Alanine	9,3	8,8	9,5	9,0	8,8	9,0	8,8	9,0
Valine	8,1	8,1	7,5	7,3	8,4	8,4	7,5	8,0
Méthionine	1,1	1,3	1,2	1,6	1,3	1,6	2,0	1,6
Isoleucine	5,5	5,3	5,9	7,0	5,5	5,3	5,6	5,2
Leucine	8,7	8,9	9,2	8,4	8,7	8,8	8,4	8,7
Tyrosine	2,8	2,4	2,5	2,4	2,3	2,5	2,6	2,2
Phénylalanine	4,1	4,0	4,1	3,7	3,9	3,7	4,3	3,8
Lysine	7,1	7,8	7,8	6,9	6,5	7,3	6,8	7,2
Histidine	2,1	2,2	2,4	2,2	2,3	2,2	1,8	1,8
Arginine	3,5	4,2	2,4	3,5	3,8	2,2	2,8	3,7

La similitude des résultats concernant les carottes des parcelles Fumier, Sans engrais depuis 1931 et Sans azote peut surprendre ; mais nous savons :

— d'une part, que les parcelles Fumier reçoivent deux fois moins d'azote que les parcelles NPK, et leur végétation trahit d'ailleurs souvent une faim d'azote ;

— d'autre part, que le taux d'azote du sol des parcelles sans engrais depuis 1931, initialement bien pourvues en acide phosphorique et en potassium, s'est abaissé d'environ 15 p. 100 en 14 ans, beaucoup plus que dans les autres catégories (MOREL, RICHER, MASSON, 1956).

Ainsi, il semblerait que pour ces trois catégories de parcelles, l'azote soit le principal élément déficient.

d - Parmi les acides aminés libres [moins abondants, seule la *tyrosine* varie avec la fumure : sa proportion, de l'ordre de 0,8 p. 100 dans les carottes cultivées avec azote minéral ou avec fumier, s'élève à 1,4 p. 100 dans celles des parcelles sans azote, ou sans aucun engrais.

4. *Acides aminés de la partie insoluble.*

Nous avons vu précédemment que, malgré des alimentations minérales fort diverses, conduisant à des teneurs en azote total très différentes, la Carotte a accumulé dans sa racine, pour un même poids de matière sèche, des protéines en quantité presque identique. Le tableau 6 montre que *la composition de cette fraction protéique est très stable pour l'ensemble des fumures* ; de tous les acides aminés, *l'arginine* est le seul dont la proportion se trouve modifiée : maximum dans les carottes des parcelles NPK (4,2 p. 100), elle diminue de près de la moitié en absence, soit d'azote, soit de toute fumure depuis 30 ans (2,4 et 2,2 p. 100).

Ainsi, la quantité totale d'acides aminés prélevés pour la protéosynthèse est peu différente suivant les catégories de fumures, et leurs proportions relatives sont pratiquement constantes.

La somme des acides aminés libres à un instant donné étant le résultat d'un équilibre entre la synthèse *de novo* et le prélèvement pour la protéosynthèse, il semble donc que les conditions d'alimentation minérale réalisées par les fumures altèrent essentiellement la vitesse de biosynthèse de certains acides aminés, notamment l'arginine, et de l'amide de l'acide glutamique, riches en azote, d'où les modifications de composition de la fraction aminée libre.

CONCLUSION

La présente étude nous a permis de constater que les diverses fumures pratiquées dans les parcelles DEHÉRAIN n'ont apporté aucune modification à la composition des protides du grain de Blé. Dans la racine de Carotte, il en est de même pour la fraction protéique, sauf toutefois en cas de déficience azotée très sévère qui entraîne une diminution de la proportion d'arginine ; *la composition de la fraction aminée libre subit en revanche des modifications importantes*, vraisemblablement en rapport avec le métabolisme particulièrement actif dont la racine est le siège :

— en absence prolongée de tout apport d'azote, les proportions de glutamine et d'arginine diminuent fortement : elles ne représentent respectivement que la moitié et le tiers de celles observées dans le cas de la fumure minérale complète ;

— l'emploi exclusif du fumier conduit à un résultat analogue, dénotant une insuffisance d'azote : il apparaît ainsi que, sur ce sol, la dose de 100 kg/are/an est trop faible pour réaliser une alimentation azotée convenable ;

— l'absence totale de fumure amène également un appauvrissement en glutamine et en arginine, d'autant plus marqué que la suppression de l'engrais est plus récente ;

— la déficience en phosphore n'a pas d'effet notable sur la composition de la fraction aminée libre ; la déficience en potassium entraîne, par contre, une accumulation de glutamine libre.

En raison de la stabilité de leur composition en acides aminés, la valeur nutritionnelle des protides du grain de Blé reste absolument indépendante de la nature de la fumure.

Chez la Carotte, la proportion dans la fraction protéique de chacun des acides aminés indispensables dépasse largement sa proportion dans la fraction aminée libre. De ce fait, les variations importantes des teneurs en acides aminés libres, dues aux modifications de la fumure, n'ont qu'une incidence limitée sur la valeur alimentaire des protides ; celle-ci résulte donc principalement de la richesse en protéines et de leur composition qui, ainsi que le montrent nos résultats, ne sont modifiées que dans des cas extrêmes.

Ainsi, parmi les traitements étudiés, et sans préjuger de leurs répercussions éventuelles notamment sur le contenu glucidique et vitaminique, c'est seulement dans le cas de fumures pauvres en azote, ou en absence complète et prolongée de toute fumure, que se manifeste une altération de la valeur nutritive des protides de la Carotte par suite de la diminution importante de la proportion d'arginine, acide aminé semi-indispensable, dans la fraction protéique et dans la partie aminée libre.

Reçu pour publication en juillet 1966

SUMMARY

INFLUENCE OF DIFFERENT KINDS OF FERTILIZERS ON THE AMINOACIDS OF THE WHEAT-GRAIN AND OF CARROT ROOTS

The aminoacid composition of wheat-grain grown on soils which had been fertilized either with farmyard manure, or with a complete or unbalanced mineral fertilization or with no fertilization whatever stays invariable.

In carrot roots grown on these same soils, the contents in proteic nitrogen (insoluble in 80° Ethanol) do not differ very much for all the different kinds of fertilizers studied, and the aminoacid composition of the proteic fraction is only modified in case of a heavy nitrogen deficiency (decrease in the arginin fraction).

The contents in soluble nitrogen, which are far more sensitive to fertilizer changes, decrease when the nitrogen application is insufficient or when there is no fertilization at all.

These same conditions lead to a very important decrease in the glutamine and mostly in the arginine amounts in the free aminated fraction, without however modifying the nutritional value of the protides.

ZUSAMMENFASSUNG

DER EINFLUSS VERSCHIEDENER DÜNGUNGEN AUF DIE AMINOSÄUREN DES WEIZENKORNS UND DER MOHRRÜBE

Die Aminosäurenzusammensetzung der Protiden des Weizenkorns, das auf Böden geerntet wurde, die entweder eine Stallmistdüngung oder eine volle, bzw. ungleichmässige mineralische Düngung, oder überhanpt keine, erhielten, bleibt unverändert.

In der Mohrrübe, die auf den selben Böden angebaut wurde, sind die Gehalte an Proteinstickstoff (unlöslich in 80° Äthanol) für alle untersuchten Düngungen naheliegend ; dabei verändert sich die Zusammensetzung der Proteinaminosäuren nur im Falle eines sehr hohen Stickstoffmangels (Verringerung des Argininanteils).

Die Gehalte an löslichem Stickstoff, die viel empfindlicher auf Düngungsveränderungen reagieren, nehmen ab, wenn die Stickstoffzufuhr unzureichend ist, oder im Falle volles Fehlen von jeder Art Düngung. Dieselben Bedingungen führen zur Starken Verringerung der Glutamin- und besonders Argininraten in dem freien Aminanteil, ohne jedoch den Futterwert der Protiden merklich zu verändern.

РЕЗЮМЕ

Влияние некоторых родов удобрения на амино-кислоты пшеничного зерна и корнеплода моркови.

Р. БАЗЬЕ, А. ГЕРИЙО-ВИНЭ, Ж. ГЕРИЙО.

Амино-кислотный состав белков пшеничного зерна собранного, как на почвах получавших навоз или уравновешенную и неуравновешенную минеральную подкормку, так и на почвах вообщее не удобрявшихся, оставался неизменным.

В корнеплодах моркови, выращенной в тех-же условиях, содержание белкового азота (нерастворимого в этаноле 80°), оставалось приблизительно одинаковым для всех изученных способов удобрения, а состав амино-кислот белковой фракции изменялся (уменьшение пропорции аргинина) только в случае чувствительного недостатка азота.

Содержание растворимого азота, гораздо более чувствительное в отношении разных форм удобрения, уменьшалось в случае недостаточности азотной подкормки, или в случае полного отсутствия удобрения. Эти-же условия вызывали очень сильное уменьшение пропорции глутамина и, особенно аргинина, во фракции амино-кислот, не оказывая вместе с тем чувствительного действия на питательные качества белков.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BRUNEL A., 1948. Traité pratique de Chimie végétale, Tome II, 444.

C. N. E. R. N. A., 1958. Les méthodes analytiques des céréales, farines et autres produits dérivés. *Ann. Nutrit. Aliment.*, **12**, 159-243.

COÏC Y., 1949 *a*. L'apport à dose normale et à une époque favorable d'engrais azotés immédiatement assimilables peut provoquer ultérieurement un besoin supplémentaire d'azote, *C. R. Acad. Agric. Fr*, **35**, 79-82.

COÏC Y., 1949 *b*. Action des engrais azotés répandus à la floraison sur l'activité assimilatrice des organes chlorophylliens du Blé d'hiver, *C. R. Acad. Agric. Fr.*, **35**, 175-177.

COÏC Y., 1953. La nutrition et la fertilisation azotées du Blé d'hiver, *Bull. des Engrais*, **349**.

COÏC Y., 1956. La nutrition et la fertilisation azotée du Blé d'hiver. I. Les besoins en azote du Blé d'hiver. Conséquences agronomiques, *Ann. agron.*, **23**, 115-131.

COÏC Y., FAUCONNEAU G., PION R., LESAINT C., GODEFROY S., 1962. Influence de la déficience en soufre sur l'absorption des substances minérales et le métabolisme de l'azote et des acides organiques chez l'Orge, *Ann. Physiol. vég.*, **4**, 295-306.

COÏC Y., FAUCONNEAU G., PION R., BUSSON F., LESAINT C., LABONNE F., 1963. Influence de l'alimentation minérale sur la composition des protides des graines de céréales (Blé et Orge), *Ann. Physiol. vég.*, **5**, 281-292.

DE BELSUNCE C., PION R., 1963. Dosage de la cystine dans les aliments, *Ann. Biol. anim. Bioch. Biophys.*, **3**, 191-199.

GUÉRILLOT J., 1935. L'histoire et les buts de la Station agronomique de Grignon, *Ann. agron.*, **5**, 610-621.

GUÉRILLOT J., DUCET G., 1943. Recherches sur la fertilisation effectuées en 1943 par les Stations agronomiques, **24**.

LEFEBVRE J.-M., 1959. Étude des variations des substances azotées au cours de la végétation de l'Orge. Étude de la formation de l'épi et de la maturation du grain, *Ann. Physiol. vég.*, 137-162.

MOORE S., SPACKMAN D. H., STEIN W. H., 1958. Chromatography of amino-acids on sulfonated polystyrene resins. *An improved system, Analyt. Chem.*, **30**, 1185-1190.

MOREL R., RICHER A., MASSON P., 1956. Étude expérimentale de la variation du taux de matière organique du sol dans le champ d'expériences de la Station agronomique de Grignon, *Ann. agron.*, 183-204.

MULDER E. G., BAKEMA K., 1956. Effect of the nitrogen, phosphorus, potassium and magnesium nutrition of potato plants on the content of free amino-acids and on the amino-acid composition of the protein of the tubers, *Plant and Soil.*, **7**, 135-166.

Ann. agron., 1966, **17** (6), 687-692.

SUR LE DOSAGE DU PHOSPHORE ET DU CALCIUM DANS LES VÉGÉTAUX

Rose MAZOYER

avec la collaboration technique de Irène AGIUS

Station d'Agronomie et de Physiologie végétale,
Centre de Recherches agronomiques de Provence, 06 - Antibes

SOMMAIRE

Le calcium peut être dosé par photométrie de flamme dans la solution nitrovanadomolybdique du dosage colorimétrique du phosphore.

INTRODUCTION

En spectrophotométrie de flamme, la dépression de l'émission du calcium par la présence d'ions phosphoriques dans le milieu à analyser, signalée par GOUY, est étudiée depuis l'application de cette technique à l'analyse chimique. La courbe devenue classique, de cette diminution d'émission en fonction d'apports réguliers et croissants de phosphore, est tracée par de nombreux chercheurs dont M. PINTA et BOVE (1956), J. DELAS, (1964), J. YOFE et R. FINKELSTEIN, (1958). Elle est très caractéristique. Après une baisse accentuée pour de faibles quantités d'ions phosphoriques, l'émission du calcium devient constante quelles que soient les quantités de phosphore ajoutées. Ce point d'inflexion peut varier en fonction de l'acidité du milieu et en fonction du rapport phosphore/calcium. Les causes de cet effet dépressif sont diversement interprétées (R. MAVRODINEANU et H. BOITEUX, 1954 ; MARVIN-MARGOSHES et BERT L. VALLE, 1956 ; C.-T.-J. ALKEMADE et M.-H. VOORHUIS, 1958 ; M. PINTA, 1962). Mais la préoccupation majeure des analystes reste de rechercher le moyen d'éviter cette interférence. La première idée, certes, fut d'éliminer l'anion phosphorique du milieu, soit par précipitation, soit par passage de l'extrait à analyser sur une résine anionique (MARVIN-MARGOSHES et BERT L. VALLE, 1956). Ce dernier mode de séparation permet d'avoir des résultats très satisfaisants et reproductibles si certaines règles d'échange, parfaitement établies, sont respectées.

Des chimistes, pour faciliter le travail d'analyse de séries auquel se prête bien la photométrie de flamme, préfèrent opérer en présence de certains cations tels que le strontium (J. L. DINNIN, 1960), le lanthane (C. H. WILLIAMS, 1960 ; J. YOFE et R. FINKELSTEIN, 1958), l'yttrium (J. L. DINNIN, 1960) dont le but est de se substituer au calcium dans les phosphates, ou des substances organiques dont les plus courantes sont l'oxine (J. DEBRAS-GUÉDON et I. VOINOVITCH, 1962 ; J. DELAS, 1964), le glycérol (T. C. RAIN, H. E. ZITTEL et M. FERGUSON, 1963 ; H. B. HEENEY, G. M. WARD et A. F. WILSON, 1962), le dextrose (J. M. PRO et A. P. MATHERS 1954), l'E.D.T.A. (A. C. WEST, M. D. COOK, 1960 ; T. C. REWELING, 1961) et l'E.G.T.A. (K. RIEBARTSCH, 1963) qui inhibent plus ou moins l'interaction des phosphates. Les résultats obtenus avec l'oxine, le glycérol et l'E.D.T.A. ne nous ayant pas donné entière satisfaction, nous avons envisagé de complexer dans la solution à doser, avant la projection dans la flamme, non pas le calcium mais l'anion phosphorique.

PRINCIPE

Nous savons que l'acide phosphorique a une grande tendance à s'unir aux oxydes de métalloïdes ou de métaux. C'est ainsi qu'avec l'acide molybdique il donne l'acide phosphomolybdique de formule P_2O_5, MoO_3, n H_2O et qu'avec l'acide vanadique il peut former deux complexes V_2O_5, P_2O_5, 14 H_2O ou 2 V_2O_5, 3 P_2O_5, 9 H_2O. Nous avons donc choisi pour complexer les ions phosphoriques, les réactifs usuels des dosages colorimétriques du phosphore, à savoir le réactif molybdique et le réactif vanadomolybdique, ce dernier nous servant au dosage du phosphore dans les végétaux. A des solutions étalons de calcium nous avons ajouté sous forme d'acide phosphorique, des quantités croissantes d'ions phosphoriques. Nous avons mesuré l'émission au photomètre à flamme. Puis à des solutions de même concentration en calcium et en acide phosphorique, nous avons ajouté à volume égal, d'une part le réactif molybdique, d'autre part le réactif vanadomolybdique avant la projection dans la flamme. Nous avons utilisé pour cette étude le spectrophotomètre Optica à la flamme oxygène-acétylène et à la longueur d'onde de 4 226 Å. Les résultats obtenus nous ont

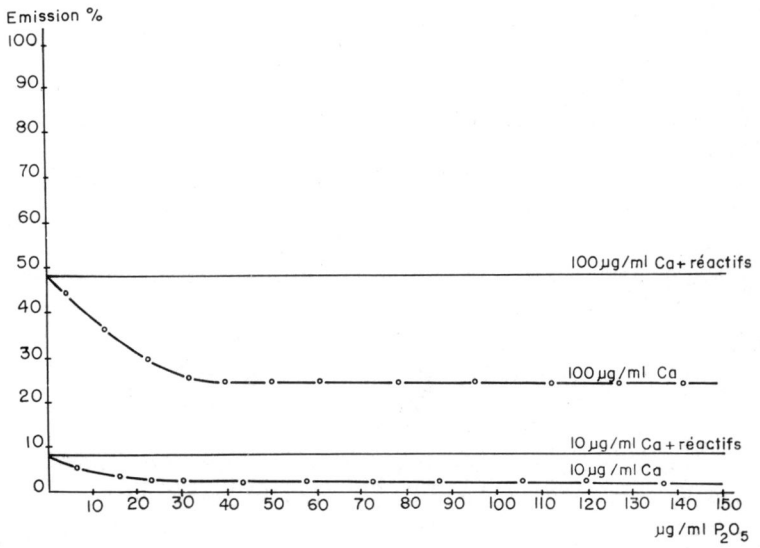


FIG. 1. — *Courbes de transmission du calcium en présence de quantités croissantes de* P_2O_5.

●———● en milieu chlorydrique 0,1 N
———·— en présence des réactifs du dosage colorimétrique de P.

permis de tracer les courbes de la figure 1. Nous obtenons les courbes classiques de l'effet dépressif des ions phosphoriques sur l'émission du calcium en l'absence de toute substance inhibitrice ; mais nous voyons que quelque soit le rapport P_2O_5/Ca en présence de l'un ou de l'autre des réactifs, il n'y a pas d'interférence jusqu'à une concentration de 150 µg/ml en P_2O_5. Au-delà de cette concentration, comme nous avons pu le vérifier, il suffirait d'augmenter la quantité de réactif sans atteindre toutefois le seuil où il y a précipitation de phosphomolybdate. Il est à noter qu'il est très rare que dans les végétaux, le rapport P_2O_5/Ca soit supérieur à 10.

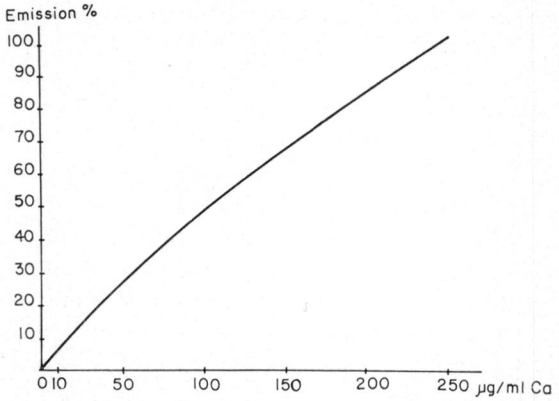


FIG. 2. — *Courbe d'étalonnage du calcium en présence du réactif nitrovanadomolybdique.*

MODE OPÉRATOIRE

Nous avons alors, à la suite de cette étude, adopté le mode opératoire suivant, pour doser le phosphore et le calcium dans les végétaux :

1° *Minéralisation de la poudre végétale*

Calciner au four à moufle dans une capsule de quartz à 500-550°C, 0,5 g ou 1 g de poudre végétale jusqu'à obtention de cendres blanches. Ajouter 5 ml d'acide chlorhydrique pur et concentré. Chauffer au bain de sable jusqu'à siccité. Reprendre le résidu par 5 ml d'eau déminéralisée. Aller à sec et maintenir 1 heure au bain de sable. Ajouter alors 10 ml d'acide chlorhydrique N. Filtrer aussitôt sur ballon jaugé de 100 ml. Laver sur filtre avec de l'eau déminéralisée à 60-70°C environ. Laisser refroidir. Compléter par de l'eau déminéralisée à 100 ml. Dans le cas de végétaux pauvres « en éléments basiques » il convient de convertir les ions pyrophosphoriques en ions orthophosphoriques en milieu nitrique. Prélever alors, dans un bécher de 100 ml une partie aliquote de l'extrait, généralement 10 ml. Diluer avec 5 ml d'eau déminéralisée. Ajouter 5 ml de NO_3H à 10 p. 100. Laisser au bain-marie bouillant 1 heure, puis transvaser dans un ballon jaugé de 25 ou 50 ml (R. MAZOYER. 1963).

2° *Réactif nitrovanadomolybdique*

a) Solution de molybdate d'ammonium à 10 p. 100.

Dissoudre dans l'eau déminéralisée à 40-50°C environ, 100 g de molybdate d'ammonium. Ajouter 10 ml d'ammoniaque pure qui assure la conservation du réactif. Compléter à 1 l par de l'eau déminéralisée.

b) Solution de métavanadate d'ammonium.

Dissoudre à 40-50°C environ, 2,35 g de métavanadate d'ammonium dans 400 ml d'eau déminéralisée. Laisser refroidir, ajouter lentement et en agitant, 7 ml d'acide nitrique pur (d = 1,38) et 13 ml d'eau déminéralisée. Compléter à 1 l par de l'eau déminéralisée.

c) Réactif nitro-vanado-molybdique.

A 100 ml de la solution de molybdate d'ammonium à 10 p. 100, ajouter 100 ml de la solution de vanadate d'ammonium, 67 ml d'acide nitrique ($d = 1{,}38$), compléter par de l'eau déminéralisée à 500 ml.

3° Dosage

A 10 ml de l'extrait chlorhydrique ou nitrique, ajouter 10 ml du réactif nitro-vanado-molybdique. Agiter. Attendre 10 minutes. Pour le dosage du phosphore, colorimétrer à la longueur d'onde de 4 300 Å. Puis, dans cette même solution, doser le calcium par photométrie de flamme à la longueur d'onde de 4 226 Å. Une gamme étalon de calcium est faite dans les mêmes conditions que les essais, en présence de réactif nitro-vanado molybdique. La solution étalon de calcium est préparée par attaque du carbonate (pur pour analyse), par un léger excès d'acide chlorhydrique.

RÉSULTATS

Dans le tableau 1, nous avons consigné quelques résultats obtenus pour des dosages effectués sur le même extrait chlorhydrique de chacun des échantillons végétaux. Les taux de phosphore dosé par la méthode colorimétrique du vanadate (col. 1) sont très variables. Les résultats de la colonne 2, (dosage du calcium par photo-

TABLEAU I

Dosage de P_2O_5 et de Ca dans des végétaux

N°	1 P_2O_5 % (vanadate)	2 Ca % extraits passés sur résine (photométrie)	3 Ca % extrait + réactif vanado-molybdique (photométrie)	4 Ca % (complexo-métrie)	5 Ca % extraits non passés sur résine (photométrie)
1	0,67	1,80	1,89	1,83	0,67
2	0,65	1,43	1,43	1,43	0,93
3	1,03	2,28	2,52	2,25	1,84
4	0,76	2,82	3,01	2,74	2,44
5	0,51	1,90	1,92	1,88	1,66
6	2,10	0,29	0,31	0,40	0,20
7	0,63	1,31	1,50	1,39	0,98
8	1,06	0,68	0,60	0,61	0,42
9	0,74	1,94	1,92	1,81	1,25
10	1,07	0,89	0,83	0,81	0,43
11	0,90	0,62	0,59	0,62	0,31
12	0,43	0,79	0,79	0,78	0,63
13	0,79	1,69	1,65	1,59	1,43
14	1,04	0,62	0,68	0,67	0,32
15	0,96	0,75	0,74	0,73	0,37
16	0,74	1,62	1,62	1,57	1,07
17	0,79	1,46	1,50	1,40	0,89
18	0,59	0,64	0,64	0,70	0,53
19	0,46	0,81	0,81	0,74	0,61
20	0,75	0,56	0,52	0,54	0,37

métrie de flamme après élimination de l'ion phosphorique sur résine anionique), ceux de la colonne 3, (dosage du calcium par photométrie de flamme en présence du réactif nitrovanadomolybdique) et ceux de la colonne 4 (dosage du calcium par complexométrie, R. MAZOYER, 1954 ; 1958) sont concordants à l'erreur analytique près. Les résultats de la colonne 5 montrent l'erreur parfois importante faite par photométrie de flamme si l'on ne tient pas compte de l'interaction de l'anion phosphorique.

CONCLUSION

De nos essais théoriques et pratiques, nous pouvons conclure qu'il est possible de doser simultanément, avec une précision analytique suffisante, le phosphore et le calcium dans les extraits chlorhydriques des végétaux. Il suffit de doser le calcium par photométrie de flamme dans la solution nitrovanadomolybdique servant au dosage colorimétrique du phosphore. En effet cette technique permet, dans nos conditions de travail, d'éviter l'interaction des ions phosphoriques et de ce fait, simplifie notablement le travail des analyses en série.

Reçu pour publication en juillet 1966.

SUMMARY

ON THE DETERMINATION OF THE PHOSPHORUS AND CALCIUM CONTENTS IN PLANTS

The suppression of the interference of phosphates in the Ca determination through flame-photometry was realized by complexing, in the medium to investigate, the phosphorus ion with the help of the reagents used for the colorimetric determination of Phosphorus. It is therefore possible to determine the Calcium ni the nitrovanodomolybdic solution which is used for the colorimetry of Phosphorus in plants.

ZUSAMMENFASSUNG

ZUR PHOSPHOR- UND KALZIUMBESTIMMUNG IN PFLANZEN

Die Elimination der Einwirkung der Phosphaten bei der Kalziumbestimmung durch Flammenphotometrie wurde erzielt, indem das Phosphorion durch die Reagenzien der kolorimetrischen Phosphorbestimmung in dem zu bestimmenden Milieu komplexiert wurde. Demnach ist es möglich das Kalzium in der Nitrovanadomolybdänlosung, die zur Kolorimetrie des Phosphors in der Pflanze angewendet wird, mit guter Genauigkeit zu bestimmen.

РЕЗЮМЕ

О дозаже фосфора и кальия растений.

Роза МАЗУАЙЙЭ.

Уничтожение интерференции фосфатов при пламенном дозаже кальция с помощью фотометра, достигатся комплексацией фосфорного иона в среде анализа реактивами применяющимися при колориметрическом дозаже фосфора. Таким образом достигается возможность достаточно точной дозировки кальция в нитро-ванадо-молибденовом растворе, который служит для колориметрии фосфора растений.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ALKEMADE C. T. J., VOORHUIS M. H., 1958. Zur. Frage des Phosphoreinflusses auf die Calcium emission in der Flamme. *Z. anal. Chem.*, **163**, 91-103.

DEBRAS-GUÉDON J., VOINOVITCH I., 1962. Analyse des silicates par spectrophotomètre de flamme en milieu « oxine ». *Trans. inter. Ceram. Congr., 8th*, Copenhagen, 29-36.

DELAS J., 1964. Spectrophotomètrie de flamme en milieu oxine. Application aux dosages du Calcium et du Magnésium, dans les sols et les végétaux. *Ann. agron.*, **15**, 633-649.

DINNIN J. L., 1960. Realizing effects in flame photometry. Determination of Calcium. *Anal. Chem.*, **31**, 1475-1480.

CREWELING T., 1961. Flame photometry of Calcium and Magnesium in ashed plant materials resolution of anion interferences with ethylenediaminetetracetate. *Chem. Anal.*, **50**, 40-43.

HEENEY H. B., WARD G. M., WILSON A. F., 1962. A method for eliminating interference from phosphorus in the flame spectrophotometric determination of Calcium. *Analyst*, **87**, 49-52.

MARVIN-MARGOSHES, BERT L. VALLE, 1956. Instrumentation and principles of flame spectrometry. *Anal. Chem.*, **25**, 180-184.

MAVRODINEANU R., BOITEUX H., 1954. *L'analyse spectrale quantitative par la flamme*. Masson, Paris.

MAZOYER R., 1954. Possibilités d'emploi du Versénate pour le dosage du Calcium et du Magnésium échangeables dans les extraits de sols. *Ann. agron.*, **6**, 1009-1016.

MAZOYER R., 1958. Progrès réalisés dans les méthodes au Versénate. *Travaux de l'I. N. R. A.*, 3B-5B.

MAZOYER R., 1963. Possibilités de formation de pyrophosphates lors de la calcination des végétaux. Leurs conséquences sur le dosage de P. *Ann. agron.*, **14**, 873-880.

PINTA M., BOVE, 1956. Sur la réduction des erreurs dans l'analyse végétale par spectrométrie de flamme. *C. R. Acad. Sci.*, **243**, 179-181.

PINTA M., 1962. *Recherche et dosage des éléments-traces*. Dunod, Paris.

PRO J. M., MATHERS A. P., 1954. Metallic elements in wine by flame photometry. *J. Ass. off. agric. Chem.*, **37**, 945.

RAINS T. C., ZITTEL H. E., FERGUSON M., 1963. Elimination of anionic interference in the flame spectrophotometric determination of Calcium. *Talanta*, **10**, 367-374.

RIEBARTSCH K., 1963. Flammen photometrische Calcium-Bestimmung in Pflanzen ohn Abtrennung von Begleitelementen. *Z. Pflanzenernähr.*, **103**, 39-43.

WEST A. C., COOK W. D., 1960. Elimination of anion interferences in flame spectroscopy. Use of E. D. T. A. *Anal. Chem.*, **32**, 1417-1471.

WILLIAMS C. H., 1960. The use of lanthanum chloride to prevent interference in the flame photometric determination of exchangeable Calcium in soils. *Anal. Chem. Acta*, **22**, 163-171.

YOFE J., FINKELSTEIN R., 1958. Elimination of anionic interference in flame photometric determination of Calcium in the presence of phosphate and sulphate. *Anal. Chem. Acta*, **19**, 166-173.

CHRONIQUE DES LIVRES

SCHEFFER (F.) et SCHACHTSCHABEL (P.). — LEHRBUCH DER BODENKUNDE. — (Traité de Science du Sol). 6e éd. Stuttgart, F. Enke Verlag, 1966, 473 p.

Les progrès rapides réalisés dans le domaine de la pédologie ont amené les auteurs à revoir entièrement l'ancienne édition et à presque en doubler le volume. Dans tous les chapitres, des renvois sont faits à des exposés d'ensemble et à la littérature la plus récente.

Les auteurs ont particulièrement modifié et mis à jour les chapitres traitant des points suivants : échange de cations des minéraux argileux ; acidité du sol et pH optimal pour la croissance des plantes ; rapports entre la teneur en C des sols et le climat, la texture, le pH, la fumure organique et minérale ; la microbiologie du sol ; la structure du sol ; l'eau et le sol.

Les auteurs ont également traité en détail, en tenant plus compte des résultats des études de sol et d'essais de plein champ, les facteurs qui ont une influence sur la disponibilité des substances nutritives du sol à l'égard de la plante et sur la transformation des substances nutritives apportées par les fumures.

Enfin, le chapitre « Génétique et systématique des sols » a été non seulement considérablement augmenté, mais aussi plus subdivisé : à côté d'une discussion sur les facteurs qui influencent l'évolution du sol (climat, roche, relief, eau, faune, flore, intervention humaine, temps), les processus les plus importants de l'évolution du sol sont présentés séparément : formation de formes humiques, brunissement et lessivage de l'argile, podzolisation, gleyification, pseudo-gleyification, latéritisation, salification, érosion ; l'accent est évidemment mis sur les sols de l'Europe moyenne, mais les auteurs ont aussi donné une vue d'ensemble rapide sur les sols des régions extra-européennes et sur le système de classification élaboré aux U. S. A.

CHAPMANN (H. D.). — DIAGNOSTIC CRITERIA FOR PLANTS AND SOILS. — Berkeley, University of California, Agricultural publications, 1966, 800 p.

Cet important ouvrage a l'avantage de réunir les données jusqu'alors très dispersées, sur le diagnostic et le contrôle de la fertilité des sols et sur celui de l'état alimentaire des plantes. 34 des 37 chapitres de ce livre sont consacrés aux éléments majeurs et mineurs essentiels à la croissance des plantes. Les problèmes relatifs à la salinité et à la qualité de l'eau, ainsi qu'aux sols salés et alcalins et aux toxines organiques des sols sont traités dans les 3 autres chapitres.

En appendice, figurent des tables de données analytiques sur divers tissus végétaux, classées par plantes (147 pages), des normes d'interprétation d'analyses de sol classées par éléments, une liste de plantes indicatrices et des planches en couleur représentant des désordres nutritionnels sur végétaux.

Ce livre intéresse à la fois les chercheurs, les agronomes et les enseignants et peut être particulièrement utile aux laboratoires spécialisés dans le diagnostic des carences alimentaires des sols et des végétaux.

Ann. agron., 1966, **17** (6).

TABLE DES MATIÈRES DE L'ANNÉE 1966

R. Bazier, Andrée Guérillot-Vinet, J. Guérillot. — Influence de quelques fumures sur les acides aminés du grain de blé et de la racine de carotte.. 673.

P. Chartier. — Étude du microclimat lumineux dans la végétation 571

D. Collier. — Le point sur la fertilisation azotée des cultures assolées dans les sols argilo-calcaires de Limagne et granitiques de montagne en Auvergne 219

A. Dartigues. — Application d'une technique simple pour le dosage chimique du zinc dans les sols et les végétaux 75

J. Dejou. — Le massif de granite à 2 micas de la Pierre-qui-Vire (Yonne et Nièvre). Étude pétrographique de ses différents faciès. Première partie .. 99

J. Delmas, Nicole Poitou. — L'influence de l'alimentation minérale sur les teneurs en acides organiques de la vigne cultivée en solution contrôlée .. 529

R. Gras, B. Schmitlin, S. Trocmé. — Premiers résultats d'un essai d'entretien du sol en arboriculture fruitière. III. — Action sur la production et la vigueur des arbres. Conclusions générales 203

R. Guennelon. — Dosage des éléments minéraux dans les végétaux par fluorescence X. — II. — Influence de la quantité de matière..... 653

W. Hutter. — Action des compressions sur la structure d'un sol 37

C. Juste. — Contribution à l'étude de la dynamique de l'aluminium dans les sols acides du Sud-Ouest atlantique : application à leur mise en valeur.
Première partie 157
Deuxième partie 251

Élisabeth Lefebvre-Drouet. — Bilan des cations échangeables en divers types de sols acides 553

J. Maurice. — Géochimie du bore (Revue bibliographique) 367

Rose Mazoyer. — Sur le dosage du phosphore et du calcium dans les végétaux 687

H. Moulinier, Rose Mazoyer. — Le problème des sels solubles dans les sols de serre 351

J. Muller. — Observations sur les effets à long terme des fumures organiques et minérales sous climat méditerranéen. II. — Action sur le bilan de l'azote total du sol ..... 21.

G. Pédro, K.-E. Bitar. — Contribution à l'étude de la genèse des sols hypermagnésiens : recherches expérimentales sur l'altération chimique des roches ultrabasiques (Serpentinites) 611

J. Servant, E. Servat. — Introduction à l'étude des sols salés littoraux du Languedoc-Roussillon 53

Andrée Tardieux-Roche. — Contribution à l'étude des interactions entre phosphates naturels et microflore du sol.
Première et deuxième parties 403
Troisième partie 479

S. Trocmé. — Premiers résultats d'un essai d'entretien du sol en arboriculture fruitière. II. — Action sur la nutrition des arbres 5

S.-M. Virmani, H. Moulinier, Rose Mazoyer. — Contribution à l'étude de méthodes de dosage de l'acide phosphorique assimilable des sols.. 143

Note :

Paulette Dureau, C. Juste, P. Dutil. — Importance de l'ammonium rétrogradé dans quelques sols acides du Sud-Ouest atlantique..... 189

Chronique des livres 91, 343, 603, 693

CONTENTS

R. Bazier, Andrée Guérillot-Vinet, J. Guérillot. — Influence of diffrent kinds of fertilizers on the aminoacids of the wheat grain and of carrot roots 673

P. Chartier. — Study of the light microclimate in a plant canopy..... 571

D. Collier. — On the nitrogenous fertilizing of alternating crops in the clay-calcareous soils of the Limagne and in mountain granitic soils of Auvergne 219

A. Dartigues. — Application of a simple technique allowing the chemical determination of zinc in plants and soils 75

J. Dejou. — The two-mica-granite-massive of La Pierre-qui-Vire (Yonne and Nièvre). Petrographic study of the different facies. First part 99

J. Delmas, Nicole Poitou. — Influence of the mineral nutrition on the organic acid content in a vine grown on a controlled solution 529

R. Gras, B. Schmitlin, S. Trocmé. — First results of a trial soil management in fruit culture. III. — Effect on the yield and on the development of the tree. General conclusions 203

R. Guennelon. — Determination of the mineral elements in plants through X ray fluorescence. II.—Influence of the amount of plant-matter..... 653

W. Hutter. — Effect of compressions on the soil structure 37

C. Juste. — Contribution to the study of the aluminium dynamic in the acid soils of the atlantic South-West : application to their reclamation.
First part 157
Second part 251

Élisabeth Lefebvre-Drouet. — The balance of exchangeable cations in various acid soils 553

J. Maurice. — Boron geochemistry (Bibliographical review) 367

Rose Mazoyer. — On the determination of the phosphorus and calcium contents in plants 687

H. Moulinier, Rose Mazoyer. — The problems raised by soluble salts in hothouse soils..... 351

J. Muller. — Observations on the long term action of organic and mineral fertilizers in the mediterranean climate. II. — Action of the balance on the total nitrogen in the soil..... 21

G. Pédro, K.-E. Bitar. — Contribution to the study of the genesis of hypermagnesian soils : experimental investigations on the chemical weathering of ultrabasic rocks (Serpentinites) 611

J. SERVANT, E. SERVAT. — Introduction to the study of saline soils on the Languedoc-Roussillon coastline 53

Andrée TARDIEUX-ROCHE. — Contribution to the study of the interaction between natural phosphates and the soil microflora.
First and second parts..... 403
Third part 479

S. TROCMÉ. — First results of a trial soil management in fruit culture. II. — Effect on the tree nutrition 5

S.-M. VIRMANI, H. MOULINIER, Rose MAZOYER. — Contribution to the study of methods for the dosage of the available phosphoric acid in the soil 143

Note:

Paulette DUREAU, C. JUSTE, P. DUTIL. — The ammonium fixation in a few acid soils of the atlantic South-West..... 189

Book reviews 91, 343, 603, 693

RECOMMANDATIONS AUX AUTEURS

Le manuscrit doit être dactylographié sur papier format 21 × 27, avec un double interligne, au recto seulement. Chaque page sera numérotée et des feuilles séparées seront utilisées pour les références bibliographiques, les tableaux, les légendes des figures et graphiques, etc.

Au début de chaque mémoire, on indiquera : — *le titre du mémoire :* il ne devra pas comporter d'abréviation, ni de formules chimiques (sauf pour les isotopes) ; — *le nom des auteurs*, précédé des initiales du prénom pour les hommes, du prénom complet pour les femmes ; *le nom des techniciens* ayant collaboré à l'étude relatée, précédé de la mention : avec la collaboration technique de... ; — *le nom de l'établissement*, dans lequel ont été effectuées les recherches et son adresse.

Les mémoires seront rédigés, autant que possible, d'après le plan ci-dessous :
a) *sommaire :* résumé suffisamment précis pour que sa lecture renseigne sur la nature du travail et son importance ; b) *introduction* dans laquelle on indique l'objet des recherches entreprises en relation avec les travaux déjà effectués dans le domaine ; c) *techniques expérimentales et matériel utilisé*, en donnant sous une forme concise, tous les détails nécessaires pour que le lecteur puisse répéter les expériences ; d) *résultats* à présenter de la manière la plus brève possible : e) *discussion et conclusion* ; f) *résumé* destiné à être traduit en anglais comportant une analyse *complète* de l'article ; g) *remerciements* pour les collaborations, les fonds, les dons... ; h) *références bibliographiques*.

Les travaux originaux en anglais doivent présenter la même composition que les mémoires rédigés en français, mais ils comportent obligatoirement un résumé français très *complet* placé en tête de l'article. Les figures graphiques, tableaux et photographies seront sous-titrés en français.

Pour les autres documents (notes, mises au point, revues, rapports, etc.) l'auteur devra suivre un plan logique et le mettre en évidence par une titration appropriée.

Les références bibliographiques doivent être citées dans le texte de la manière suivante : DUPONT et DUVAL (1954). Lorsque la référence comporte plus de trois auteurs, seul le premier auteur sera mentionné, suivi de *et al.* A la fin de l'article, les références constituant la bibliographie doivent être citées par ordre alphabétique des noms d'auteurs, et par ordre de dates pour un même auteur.

Pour les articles : le (s) nom (s) de (s) auteur (s) suivi (s) des initiales du (des) prénom (s) ; la date de parution de l'article ; le titre de l'article (dans la langue originale pour l'allemand, l'anglais, l'italien, l'espagnol et en français dans tous les autres cas, avec indication entre parenthèses de la langue d'origine, sauf si l'auteur étranger a sous-titré dans l'une des quatres langues mentionnées) : le titre du périodique en abrégé, selon la World List of Scientific Periodicals, où le Bulletin Signalétique du C. N .R. S. ; le volume ; la première et la dernière page de l'article.

Pour les ouvrages : le nom de l'auteur avec les initiales du prénom ; la date de l'édition ; le titre complet de l'ouvrage dans la langue originale, sans abréviations (pour les langues utilisant des alphabets autres que l'alphabet latin, la traduction du titre sera donnée entre parenthèses, avec mention de la langue d'origine) ; le volume ; la première et la dernière page du paragraphe se rapportant aux résultats discutés, et, si l'on cite l'ouvrage en entier, le nombre de volumes et le nombre total de pages ; le numéro de l'édition s'il y en a plusieurs ; le nom de l'éditeur ; le lieu de l'édition. Si l'ouvrage est collectif, on indiquera en plus le nom de l'auteur du chapitre cité, le nom des rédacteurs principaux, précédé de la mention « in », le titre de l'ouvrage.

La mention de « communication personnelle » ou « données non publiées » etc. doit être faite entre parenthèses. Lorsque l'auteur a relevé une référence dans une revue d' « Abstracts », le mentionner à la fin de la référence, entre parenthèses.

Les tableaux, dessins, graphiques, cartes, photographies, doivent être fournis à part. Les tableaux et figures doivent faire l'objet de deux numérotations distinctes, en chiffres arabes l'une et l'autre.

Les auteurs peuvent disposer leurs tableaux soit dans le sens de la largeur de la revue, soit dans le sens de la longueur. Dans le sens de la largeur, le total des signes et des espaces disponibles est de 100. Dans le sens de la longueur, il est de 155. Les tableaux en longueur, c'est-à-dire ceux pouvant disposer de 155 signes, ne seront admis que s'ils comprennent plus de 8 lignes de chiffres, de manière qu'une page entière de la revue ne soit pas occupée par un tableau très long et très étroit.

Les graphiques ne doivent pas faire double emploi avec les tableaux.

Les légendes et les énoncés des graphiques et dessins doivent être dactylographiés sur feuille séparée, et porter les numéros des figures.

Les graphiques, schémas, cartes, dessins d'appareils seront envoyés *à l'état de projets*, leur exécution définitive étant confiée au Bureau de Dessin de l'I. N. R. A. Seules deux réductions à l'impression sont admises : *soit* × 0,5, *soit* × 0,25.

Il est rappelé que le format utile des Annales est : 16 × 24 cm ; ces dimensions ne doivent pas être dépassées

Photographies : Il est recommandé de fournir des épreuves bien contrastées sur papier blanc, et de préférence en format 9 × 12. Si les photographies doivent être associées pour constituer des planches, on adoptera les normes suivantes : 2 photos 9 × 12, 4 photos 9 × 5,5, 6 photos 5,5 × 5,5. Dans ce cas, chaque photo devra porter un numéro en chiffres arabes visible après clichage.

Les légendes des photographies doivent être dactylographiées sur feuilles séparées et porter les numéros des figures.

Correction des épreuves : les auteurs recevront deux épreuves à corriger. Les corrections « d'auteur » ne sont autorisées que sur le premier jeu d'épreuves.

Envoi du manuscrit : M. HÉNIN, Centre national de Recherches agronomiques, 78 - Versailles (France). On demande deux exemplaires.

Le Directeur-Gérant: M. L. CAGNAC

Imprimerie Bussière à Saint-Amand (Cher), France. — 1-1967.

Dépôt légal: 1er *trimestre 1967. N° d'impression: 1500.*